

VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ - TECHNICKÁ UNIVERZITA OSTRAVA

HORNICKO-GEOLOGICKÁ FAKULTA

Katedra environmentálního inženýrství

**POROVNÁNÍ VLIVU VYBRANÝCH PROSTŘEDKŮ DO
MYČEK NA NÁDOBÍ NA RESPIRAČNÍ INHIBICI
AKTIVAČNÍHO KALU**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Autor:

Bc. Vendula Klimantová

Vedoucí diplomové práce:

Ing. Hana Škrobánková, Ph.D.

Ostrava 2018

VŠB - TECHNICAL UNIVERSITY OF OSTRAVA

FACULTY OF MINING AND GEOLOGY

Department of environmental engineering

**COMPARISON OF THE EFFECTS OF SELECTED
DISHWASHING DETERGENTS ON RESPIRATION
INHIBITION OF ACTIVATED SLUDGE**

MASTER'S THESIS

Author:

Bc. Vendula Klimantová

Supervisor:

Ing. Hana Škrobánková, Ph.D.

Ostrava 2018

VŠB - Technická univerzita Ostrava
Hornicko-geologická fakulta
Institut environmentálního inženýrství

Zadání diplomové práce

Student: **Bc. Vendula Klimantová**
Studijní program: N2102 Nerostné suroviny
Studijní obor: 3904T005 Environmentální inženýrství
Téma: Porovnání vlivu vybraných prostředků do myček na nádobí na respirační
inhibici aktivačního kalu
Comparison of the Effects of Selected Dishwashing Detergents on
Respiration Inhibition of Activated Sludge
Jazyk vypracování: čeština

Zásady pro vypracování:

1. Úvod a cíl práce
2. Aktivační kal
 - 2.1. Mikroorganismy v aktivačním kalu
3. Respirační inhibice
4. Vliv vybraných detergentů na aktivační kal
5. Praktická část
8. Diskuse a závěr

Seznam doporučené odborné literatury:

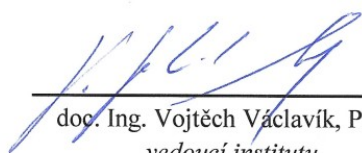
DAVIES, P. S.. The biological basis of wastewater treatment. Glasgow: Strathkelvin Instruments Ltd, 2005. pp. 3-11.
ŠKROBÁNKOVÁ, H., ŠKROBÁNKOVÁ, S.. Metodika pro stanovení respirační inhibice aktivovaného kalu. Ostrava 2011. VŠB – TU Ostrava, Hornicko – geologická fakulta.
PITTER, P.. Hydrochemie. 4. akt. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha, 2009. ISBN 978-80-7080-701-9.
Jordening, H.-J., Winter, W.. Environmental Biotechnology: Concepts and Applications. Weinheim: Wiley-VCH, 2005. ISBN 3-527-30585-8.

Formální náležitosti a rozsah diplomové práce stanoví pokyny pro vypracování zveřejněné na webových stránkách fakulty.

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Hana Škrobánková, Ph.D.**

Datum zadání: 31.10.2017

Datum odevzdání: 30.04.2018



doc. Ing. Vojtěch Václavík, Ph.D.
vedoucí institutu





doc. Ing. Jan Valíček, Ph.D.
děkan fakulty

- Celou diplomovou práci, včetně příloh, jsem vypracovala samostatně a uvedla jsem všechny použité podklady a literaturu.
- Byla jsem seznámena s tím, že na mou diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb. - autorský zákon, zejména § 35 – využití díla v rámci občanských a náboženských obřadů, v rámci školních představení a využití díla školního a § 60 – školní dílo.
- Beru na vědomí, že Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava (dále jen VŠB-TUO) má právo nevýdělečně, ke své vnitřní potřebě, diplomovou práci užít (§ 35 odst. 3).
- Souhlasím s tím, že jeden výtisk diplomové práce bude uložen v Ústřední knihovně VŠB-TUO k prezenčnímu nahlédnutí a jeden výtisk bude uložen u vedoucího diplomové práce. Souhlasím s tím, že údaje o diplomové práci, obsažené v Záznamu o závěrečné práci, umístěném v příloze mé diplomové práce, budou zveřejněny v informačním systému VŠB-TUO.
- Souhlasím s tím, že diplomová práce je licencována pod Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 3.0 Unported licencí. Pro zobrazení kopie této licence, je možno navštívit <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/>
- Bylo sjednáno, že s VŠB-TUO, v případě zájmu o komerční využití z její strany, uzavřu licenční smlouvu s oprávněním užít dílo v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona.
- Bylo sjednáno, že užít své dílo – diplomovou práci nebo poskytnout licenci k jejímu komerčnímu využití mohu jen se souhlasem VŠB-TUO, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly VŠB-TUO na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše).

V Ostravě dne 26. 4. 2018


.....

Vendula Klimantová

Místopřísežné prohlášení

Místopřísežně prohlašuji, že jsem celou diplomovou práci vypracovala samostatně.

V Ostravě dne 26. 4. 2018

.....*Klimenková*.....

Poděkování:

Chtěla bych poděkovat vedoucí mé diplomové práce paní Ing. Haně Škrobánkové, Ph.D. za vedení, odbornou pomoc, ochotu a toleranci v průběhu celého procesu tvorby této práce. Dále bych chtěla poděkovat všem, kteří byli ochotni se mnou konzultovat průběh a výsledky práce. A na závěr bych chtěla poděkovat své rodině za podporu a trpělivost v průběhu celého mého studia.

Anotace

Tato diplomová práce posuzuje vliv vybraných prostředků do myček na nádobí na respirační inhibici mikroorganismů obsažených v aktivačním kalu z čistíren odpadních vod. Měření proběhla na kalech ze dvou ostravských čistíren odpadních vod – ÚČOV Ostrava a ČOV Michálkovice. Obě tyto čistírny patří společnosti OVAK, a.s. K měření byl využíván přístroj Strathtox od společnosti Strathkelvin Instruments Ltd.

Měřením respirační inhibice byla prokázána různá citlivost mikroorganismů obsažených v aktivačním kalu. Aktivační kal z ÚČOV Ostrava je odolnější ke zvýšeným koncentracím znečišťujících látek.

Klíčová slova:

Aktivační kal, respirace, respirační inhibice, Strathtox, prostředky do myček nádobí, čistírny odpadních vod

Summary

This thesis solves the effects of selected dishwashing detergents on respiration inhibition of microorganisms in activated sludge from waste water treatment plants. Measurement was running on activated sludge from two Ostrava waste water treatment plants – on WWTP Ostrava and WWTP Michálkovice. The both of these WWTP belong to OVAK, a.s. Respiration inhibition was measured by means of Strathtox unit (Strathkelvin Instruments Ltd.).

It was proved in this thesis that microorganisms in activated sludge have different sensitivity determined by measuring the respiration inhibition. Activated sludge from WWTP Ostrava is less sensitive for higher concentrations of pollutants.

Key words:

Activated sludge, respiration, respiration inhibition, Strathtox, dishwashing detergents, waste water treatment plants

OBSAH

1	Úvod a cíl práce.....	1
2	Městské čistírny odpadních vod	2
2.1	Kategorie čistíren odpadních vod.....	2
2.1.1	Kategorie 500 – 2 000 EO	3
2.1.2	Kategorie 50 – 500 EO	3
2.1.3	Kategorie do 50 EO – domovní ČOV	3
2.1.4	Vegetační kořenové čistírny	4
2.2	Čištění odpadní vody.....	5
2.2.1	Primární stupeň – mechanické čištění	6
2.2.2	Sekundární stupeň - biologické čištění	7
2.2.3	Terciární stupeň – dočišťování	9
2.3	Základní vlastnosti kalů městských ČOV	10
2.4	Čistírny odpadních vod v Ostravě.....	10
2.4.1	ÚČOV Ostrava.....	11
2.4.2	ČOV Michálkovice	13
3	Aktivační proces.....	15
3.1	Vznik a vývoj aktivačního procesu	15
3.2	Princip procesu	16
3.3	Základní typy aktivačního procesu	17
3.4	Vliv různých faktorů na čistící účinek aktivace	18
3.5	Aerobní rozklad organických látek při aktivačním procesu	19
3.6	Základní podmínky pro oxidaci odpadní vody v oxickém prostředí	19
4	Aktivační kal	20
4.1	Charakteristika aktivačního kalu	20
4.1.1	Flokulující aktivační kal	21
4.1.2	Neflokulující aktivační kal.....	22
4.1.3	Zbytnělý aktivační kal	22
4.1.4	Recyklace aktivačního kalu	23
4.2	Mikroorganismy v aktivačním kalu	23
4.2.1	Dělení mikroorganismů podle fyziologických vlastností	24
4.2.2	Bakterie	26
4.2.3	Houby.....	28

4.2.4	Kvasinky	29
4.2.5	Plísně.....	30
4.3	Faktory ovlivňující růst mikroorganismů.....	30
4.3.1	Teplota	30
4.3.2	pH.....	31
4.3.3	Koncentrace rozpuštěného kyslíku	32
4.3.4	Dostupnost živin	32
4.3.5	Složení přitékající odpadní vody	32
4.3.6	Působení antimikrobiálních látek.....	33
4.4	Resuscitace poškozených mikroorganismů.....	33
5	Respirační inhibice	34
5.1	Respirace	34
5.2	Endogenní stav	36
5.3	Test respirační inhibice	38
5.4	Metody testování respirační inhibice	38
6	Vliv vybraných detergentů na aktivační kal	39
6.1	Toxicita a její druhy	39
6.2	Vliv toxických látek na metabolismus mikroorganismů.....	39
6.3	Organické polutanty	41
6.3.1	Tenzidy	41
6.3.2	Detergenty.....	43
6.4	Anorganické polutanty	44
6.4.1	Fosfor a jeho sloučeniny	44
6.4.2	Dusík a jeho sloučeniny.....	45
6.5	Těžké a toxické kovy	47
6.5.1	Vliv toxických kovů na organismus	49
6.5.2	Rtuť	49
6.5.3	Kadmium	51
7	Praktická část.....	53
7.1	Princip měření respirační inhibice	54
7.1.1	Mikrokatodové kyslíkové elektrody	54
7.2	Postup měření respirační inhibice	55
7.2.1	Příprava zásobních roztoků a aktivačního kalu	56
7.2.2	Příprava vzorků a vlastní měření	57

7.3	Testované vzorky	58
7.4	Naměřené výsledky	59
7.4.1	Vzorek 1 – JAR all in 1	60
7.4.2	Vzorek 2 – SUNLIGHT	62
7.4.3	Vzorek 3 – SUNLIGHT all in 1 – double action	64
7.4.4	Vzorek 4 – W5 classic	66
7.4.5	Vzorek 5 – W5 all in 1	68
7.4.6	Vzorek 6 – FINISH powerball all in 1 max	70
7.4.7	Vzorek 7 – FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max	72
7.4.8	Vzorek 8 – SOMAT all in 1 – 8 action	74
7.4.9	Vzorek 9 – SONET	76
7.4.10	Vzorek 10 – CALGONIT gel double action	78
7.4.11	Vzorek 11 – SOMAT gold gel	80
7.4.12	Vzorek 12 – SOMAT multi-perfect gel (ocet)	82
7.4.13	Vzorek 13 – LOGIX platinum	84
7.5	Srovnání respirační inhibice všech vzorků	86
7.6	Toxicita vzorků	89
7.7	Doplňující měření	90
8	Diskuze a závěr	92
Seznam použité literatury		
Seznam použitých zkratk		
Seznam obrázků		
Seznam tabulek		
Seznam příloh		
Přílohy		1

1 ÚVOD A CÍL PRÁCE

Diplomová práce se zabývá respirační inhibicí mikroorganismů obsažených v aktivačním kalu z čistíren odpadních vod. K ovlivnění mikroorganismů dochází prostřednictvím prostředků do myček na nádobí. Metoda byla ověřována na aktivačním kalu ze dvou ostravských čistíren odpadních vod. Na aktivačním kalu z Ústřední čistírny odpadních vod Ostrava Přívoz, který je ovlivňován přítokem průmyslových odpadních vod, a na aktivačním kalu z čistírny odpadních vod Michálkovice, do které jsou přiváděny pouze komunální odpadní vody. Obě tyto čistírny patří společnosti OVAK, a.s.

Respirace, nebo-li biologická oxidace, je nejdůležitější metabolický děj buněk mikroorganismů probíhající v aktivačním kalu. Díky tomuto ději aerobní a také některé anaerobní organismy získávají energii, která je potřebná k průběhu jejich životních cyklů. Měření respirační inhibice je používáno ke sledování toxicity přítoků při vstupu do čistíren odpadních vod. Účelem těchto měření je poskytnutí všeobecného přehledu o látkách, které jakýmkoli způsobem ovlivňují chod aerobních čistíren odpadních vod s aktivačním procesem.

Měření respirační inhibice pro účely této diplomové práce byla prováděna na respirometru Strathtox od společnosti Strathkelvin Instruments. Metodika pro měření respirační inhibice je k dispozici v dokumentu ČSN EN ISO 8192 a také v přístrojové dokumentaci přístroje Strathtox.

Vliv vybraných prostředků do myček nádobí byl pozorován na aktivačním kalu z ÚČOV Ostrava. Následně byla stejná měření provedena na aktivačním kalu z ČOV Michálkovice. Výsledky měření byly vzájemně porovnány.

Dle nařízení Evropského parlamentu a rady (EU) č. 259/2012, nesmí být na trh uváděny prostředky do myček nádobí s celkovým obsahem fosforu větším, než 0,3 gramu v jedné dávce prostředku. Omezení se vztahuje na všechny sloučeniny fosforu a vzešlo v platnost 1. ledna 2017. Lze očekávat brzkou implementaci tohoto nařízení také do naší legislativy.

Cílem této diplomové práce bylo změřeni respirační inhibice mikroorganismů v aktivačním kalu z vybraných čistíren odpadních vod a následné zjištění inhibičního vlivu vybraných prostředků do myček nádobí na tyto mikroorganismy.

2 MĚSTSKÉ ČISTÍRNY ODPADNÍCH VOD

Obecně je způsob čištění odpadních vod vybírán podle kvality produkované odpadní vody a také podle požadavků na kvalitu vypouštěné odpadní vody (Malý, Malá, 2006). Cílem čištění odpadní vody je dosažení dobře vyčištěného, kvalitního a stabilního odtoku z čistírny odpadních vod. Tato odtékající voda by měla mít nízkou koncentraci organického znečištění a nízký obsah suspendovaných částic (Pytl et al., 2004).

Čistírny odpadních vod (zkráceně ČOV) jsou zařízení sloužící k čištění odpadních vod na takovou úroveň, která umožňuje jejich bezpečné vypouštění do povrchových vod (Zneškodňování odpadních vod v obcích do 2 000 EO, 2009). Hlavním cílem všech klasických čistíren odpadních vod je tedy odstranění organických látek, jež jsou obsaženy v odpadních vodách (Čištění odpadních vod).

Surová odpadní voda většinou obsahuje hadry, fekálie, vlákna, kusy dřeva, plastické hmoty a také různé domovní a jiné odpadky. U dna bývají proudem často vlečeny také hmoty větších rozměrů, jako jsou kameny a cihly. Veškeré tyto splaveniny musí být odstraněny ještě před dalšími jednotkami čistírny odpadních vod, jinak by mohlo dojít k poškození anebo k ucpání jednotlivých čistících jednotek (Pytl et al., 2004). Jednotlivé typy látek jsou odstraňovány na různých technologických objektech. Hrubé organické látky odstraňují hrubé česle, menší plovoucí znečištění je odstraňováno jemnými česlemi a písek a materiály suté po dně jsou odstraňovány lapači písku. Následně je jemný organický kal odstraňován v usazovacích nádržích, tuky jsou zadržovány v lapačích tuků a rozpuštěné organické látky jsou odstraňovány na biologickém stupni čistírny (Čištění odpadních vod).

Podle charakteru odpadních vod, které do čistíren přitékají, rozlišujeme čistírny městských odpadních vod, průmyslových odpadních vod, zemědělských vod a další. Mezi hlavní produkty, které při čištění odpadních vod vznikají, patří vyčištěná odpadní vody, čistírenský kal a plyn (Kučerová et al, 2010).

2.1 Kategorie čistíren odpadních vod

Čistírny odpadních vod se liší také podle toho, pro jaký počet ekvivalentních obyvatel jsou dimenzovány. Ekvivalent obyvatel (zkráceně EO) je fiktivní počet obyvatel, který by vyprodukoval dané znečištění (Pitter, 2015). Malé čistírny odpadních vod

(MČOV) jsou kapacitně navrhovány na nižší kapacitu a menší zatížení, než městské ČOV (Malý a Malá, 2006).

2.1.1 Kategorie 500 – 2 000 EO

Jedná se o klasické komunální mechanicko-biologické čistírny odpadních vod. Čistírny této kategorie jsou stavěny jako kombinace stavební části a technologické části. Ke stavební části patří betonové nádrže a budovy nadzemní nádrže. Technologická část je instalována do stavební části. Vzhledem k jejich velikosti jsou nároky na kvalitu vyčištěné odpadní vody vyšší, než u dalších zmiňovaných ČOV (Zneškodňování odpadních vod v obcích do 2 000 EO, 2009).

Městským čistírnám odpadních vod se jinak říká také čistírny odpadních vod veřejných kanalizací. Veřejnou kanalizací je ve smyslu zákona o vodách myšlen soubor objektů a zařízení, které slouží k odvádění, popřípadě také ke zneškodňování, odpadních a srážkových vod původem ze sídlišť a obcí (Dohányos et al., 2004).

2.1.2 Kategorie 50 – 500 EO

Malými čistírnami jsou myšleny čistírny s celkovým počtem připojených ekvivalentních obyvatel do 500. Jsou používány především k čištění komunálních vod z obcí, z ubytovacích zařízení a z větších průmyslových podniků (Zneškodňování odpadních vod v obcích do 2 000 EO, 2009).

MČOV jsou využívány především v malých obcích a v odlehlých lokalitách velkých měst, kde by bylo z ekonomického hlediska nevýhodné stokovat splašky do jedné centrální čistírny. Dále se využívají také v horách u různých rekreačních středisek, kde není jiná možnost čištění odpadní vody, a u větších firem. Jsou navrhovány v lokalitách, kde se nachází více než 50 ekvivalentních obyvatel (Pavelek, 2014).

Technologická linka u malých čistíren je od velkých ČOV odlišná v tom, že u ní chybí primární sedimentace a anaerobní stabilizace kalu. Je u ní tedy využívána aerobní stabilizace kalu (Dohányos et al., 2004).

2.1.3 Kategorie do 50 EO – domovní ČOV

Čistírny této kategorie (DČOV) jsou používány k čištění odpadních vod z jednotlivých staveb, či skupin staveb. Jsou využívány pro rodinné domy, chaty

a rekreační objekty. Počet napojených obyvatel nesmí překročit hodnotu 50 EO (Zneškodňování odpadních vod v obcích do 2 000 EO, 2009).

Domovní čistírny jsou nevhodné k čištění průmyslových vod a také vod s nedostatečným obsahem organické hmoty. Mikroorganismy v nich zabezpečující čištění vody jsou velmi náchylné na nadužívání všech čisticích prostředků a také desinfekcí používaných v domácnosti. V případě usmrcení těchto organismů dochází ke znehodnocení funkčnosti celé DČOV (Pavelek, 2014).

Vzhledem k technickému řešení, malé kapacitě a menší předpokládané profesionalitě obsluhy takovýchto čistíren jsou u nich často požadovány méně přísné emisní limity a méně náročná kontrola. Vyčištěnou odpadní vodu z DČOV lze za dodržení příslušných podmínek vypouštět do povrchových vod a také ji lze použít na zálivku (Zneškodňování odpadních vod v obcích do 2 000 EO, 2009).

2.1.4 Vegetační kořenové čistírny

Dalším možným způsobem čištění odpadní vody je čištění pomocí vegetačních kořenových čistíren (VKČ). Jedná se o metodu, která představuje zčásti přírodní způsob čištění, jenž je založený na biologických, mechanických a fyzikálně-chemických pochodech (Kučerová et al., 2010).

Uměle vytvořené mokřady jsou přírodní alternativou k technickým metodám čištění odpadních vod. Celý proces je založen na přirozeně probíhajících mechanismech čištění vody pomocí kořenového systému rostlin a také na prostupu kyslíku do kořenové zóny v mokřadech (Stottmeister, 2003).

Znečištěná voda protéká propustným substrátem (porézním prostředím), který je osázen mokřadními rostlinami. Během toho dochází k odstraňování organických a nerozpustných látek, mikrobiálního znečištění a částečně také k odstranění dusíku a fosforu (Škrobánková, 2016).

Tento způsob čištění se používá především při čištění odpadní vody z malých sídel s nepravidelným přítokem anebo u velmi zředěných odpadních vod. Je rovněž využíván u menších bodových zdrojů znečištění a při potřebném dočišťování odpadních vod z mechanicko-biologických čistíren. Ve většině případů jsou vyčištěné odpadní vody

vypouštěny přímo do toku. Avšak můžou obsahovat zbytkové znečištění, které následně může ovlivnit jakost vod pod výpustí (Váňa et al., 2013).

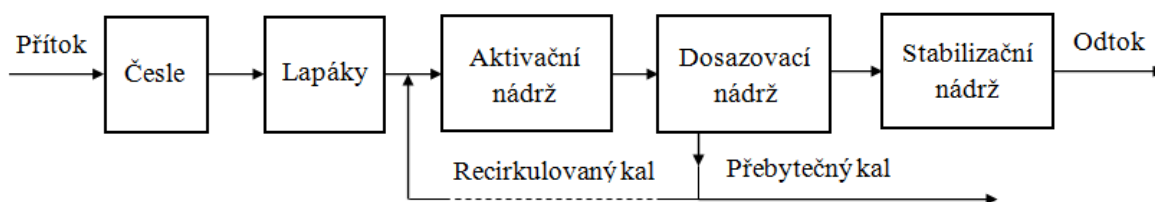
Podle způsobu proudění vody dělíme VKČ na horizontální, vertikální a radiální. V současné době je tento způsob čištění doporučován obcím a producentům s velikostí okolo 2000 EO (Pytl et al., 2004).

2.2 Čištění odpadní vody

Existuje velké množství technologií na úpravu odpadních vod. Kupříkladu technologie chemické, fyzikální a biologické úpravy těchto vod. Oproti ostatním procesům se jeví jako nejvýhodnější procesy biologického zpracování. Zejména procesy aktivovaného kalu, které jsou výhodné hlavně díky nízkým nákladům a zamezení úniku sekundárního znečištění (He et al., 2017).

V současné době je převládajícím způsobem čištění mechanicko-biologické čištění s následnou anaerobní stabilizací kalu. V případě, že je čistící účinek nedostatečný, k technologické lince je přidáván další stupeň čištění, tzv. dočišťování. Takovéto třístupňové složení technologické linky je využíváno u městských čistíren odpadních vod (Kučerová et al., 2010).

Na následujícím obrázku (Obrázek 1) je vyobrazeno zjednodušené schéma čištění odpadních vod pomocí třístupňového čistícího procesu v ČOV.



Obrázek 1 Zjednodušené schéma čištění odpadní vody (Klimantová, 2018)

2.2.1 Primární stupeň – mechanické čištění

Tento stupeň čištění slouží k odstranění nejhrubších nečistot a k zachycení jemných částic písku (Čištění odpadních vod [online]). V usazovacích nádržích vzniká primární kal díky sedimentaci látek obsažených v odpadní vodě (Malý a Malá, 2006).

Do stupně mechanického čištění patří následující technologické objekty:

Česle

Česle slouží k zachytávání hrubých nečistot a všech plovoucích objektů (Čištění odpadních vod [online]). Nejčastěji zachytávají větší předměty, jako jsou větve, shluky trávy, hadry, a mimo jiné také zbytky ovoce, zeleniny a papíry (Dohányos et al., 2004).

Musí se nacházet v každé čistírně odpadních vod. Nečistoty, které jsou na česlích zachyceny, se nazývají shrabky (Kučerová et al., 2010). Shrabky jsou materiálem, který je velmi vodnatý a obsahuje velké množství organických látek. Jedná se o materiál, který je závadný jak z hygienického hlediska, tak esteticky. Pro likvidaci tohoto materiálu je nejvhodnější spalování ve spalovacích zařízeních vybavených zneškodněním odváděného plynu. Nejčastěji se k takovému odstranění využívají spalovny komunálního odpadu (Malý a Malá, 2006).

Lapáky šterku

Lapáky šterku jsou vstupním objektem pro čistírny odpadních vod, ve kterém dochází k zachycení těžkých podílů nerozpuštěných látek (Čištění odpadních vod). Bývají zřizovány tam, kde se do čistírny mohou dostat i velké částice, šterk atd. (Pytl et al., 2004). Asi největší význam mají tyto lapáky v období přívalových dešťů, kdy zachytávají značné množství velkých a těžkých předmětů (Dohányos et al., 2004).

Lapáky písku

Slouží k zachycení minerálních nerozpuštěných látek, které mají hmotnost větší, než voda. Zejména pak slouží k zachycení písku splaveného z ulic, parků a vozovek (Pytl et al., 2004). Cílem těchto lapáků je zajištění ochrany dalších objektů a zařízení čistírny odpadních vod a zamezení případnému omezení jejich funkčnosti (Hlavínek et al., 2001). Doba zdržení odpadní vody v lapácích by neměla být kratší, než 30 minut. Při kratším zdržení by mohlo dojít k narušení jejich funkčnosti (Malý a Malá, 2006).

Lapáky tuků a olejů

K látkám, které mají hustotu menší, než je hustota vody, patří především ropné látky a samozřejmě také tuky (Hlavínek et al., 2001).

Oleje a tuky obsažené v odpadních vodách působí velké problémy nejen v čistírnách, ale už ve stokové síti. Tam dochází k zachytávání na stěnách, které se následně stávají slizkými. Při spojení s ostatními splaveninami dojde k vytvoření lepkavé hmoty, která snižuje průtočnost potrubí. Dalším negativním důsledkem je postupný rozklad této hmoty a tím způsobené zhoršování jakosti odpadní vody (Pytl et al., 2004).

Sedimentační nádrže

Jedná se o nádrže sloužící k odstraňování znečišťujících látek, které jsou schopny za normálních podmínek sedimentovat. Mechanické předčištění pomocí sedimentace patří mezi nejrozšířenější separační procesy (Pytl et al., 2004). Separace tuhých částic závisí na velikosti a tvaru částic a také na hustotě kapaliny. Dalším důležitým faktorem je charakter suspenze, která je usazována (Hlavínek et al., 2001).

2.2.2 Sekundární stupeň - biologické čištění

V rámci biologického čištění dochází k odstranění znečišťujících látek, které jsou v odpadních vodách rozpuštěny nebo rozptýleny. Odstranění je prováděno díky neschopnosti těchto látek sedimentovat. Principem odstraňování je biologická kultura mikroorganismů, která umožňuje tyto látky z vody získávat v rámci svých životních procesů (Kučerová et al., 2010).

Při biologickém čištění městských odpadních vod bývá znečištění odstraňováno díky oxidačně-redukčním procesům. Tyto procesy probíhají ve dvou variantách, a to aerobně a anaerobně. Rozdíl v těchto dvou variantách je v přítomnosti (nepřítomnosti) kyslíku (Jeníček, 2003).

Technologické postupy biologického čištění probíhající na ČOV lze obecně rozdělit na technologie s biologickou kulturou, jež je přisedlá na pevném povrchu (biologické filtry) a na technologie s biologickou kulturou ve vznosu (aktivační nádrže) (Kučerová et al., 2010).

Mezi technologické objekty náležící sekundárnímu stupni čištění patří biologické filtry, aktivační nádrže a dosazovací nádrže. V aktivačních nádržích je odstraňováno biologické znečištění pomocí mikroorganismů. V dosazovacích nádržích dále dochází k usazování biologického kalu a k odtoku vyčištěné vody (Čištění odpadních vod).

Biologické filtry

Jedná se o nádrže, jež jsou vyplněny kusovým materiálem. Na tento materiál dopadá mechanicky předčištěná odpadní voda a po uplynutí určité doby dojde k vytvoření slizovitého povlaku mikroorganismů na kusových materiálech. Při tomto čištění se využívá biologických principů (Kučerová et al., 2010).

Aktivační nádrže

Aktivace je jedním z nejčastěji používaných způsobů čištění odpadních vod. Je využívána jak při čištění městských vod, tak při čištění průmyslových odpadních vod (Kučerová et al., 2010). Aktivace je založena hlavně na mikroorganismech, které se volně vznášejí v čištěné odpadní vodě ve formě vloček. Jedná se o jeden z nejpoužívanějších způsobů, který je vybírán zejména pro svou jednoduchost a nízkou cenu (Škrobánková, 2016).

V aktivačních nádržích probíhá základní proces biologického čištění. Princip tohoto čištění spočívá ve vytvoření aktivovaného kalu v provzdušňované nádrži (Čištění odpadních vod).

Na následujícím obrázku (Obrázek 2) je zobrazena jedna z aktivačních nádrží Ústřední čistírny odpadních vod Ostrava (ÚČOV Ostrava).



Obrázek 2 Aktivační nádrž ÚČOV Ostrava (Klimantová, 2018)

Dosazovací nádrže

Tyto nádrže jsou nepostradatelnou součástí v případě využívání systému čištění odpadních vod pomocí aktivovaného kalu. Hlavní funkcí dosazovacích nádrží je separace aktivovaného kalu od vyčištěné vody, zahušťování separovaného kalu a jeho akumulace. Není-li za dosazovací nádrže zařazen systém terciárního čištění, jedná se o konečnou fázi biologického čištění odpadní vody (Pytl et al., 2004).

2.2.3 Terciární stupeň – dočišťování

Tento stupeň je navrhováno tam, kde je potřebná vyšší kvalita vyčištěné vody a běžnými postupy tohoto efektu nelze dosáhnout. Je budován převážně ve vodohospodářsky důležitých lokalitách, chráněných oblastech a podobně (Kučerová et al., 2010). V nejčastějších případech se jedná o odstraňování zbytkových

nerozpuštěných látek, popřípadě fosforu, v zařízeních postavených čistě za tímto účelem (Pytl et al., 2004).

Nejčastěji jsou využívány přirozené postupy biologického čištění. Tyto postupy jsou využívány jak k dočišťování odpadních vod na čistírnách, ale také k samostatnému čištění odpadních vod. Méně často bývá navrhování dočišťování odpadních vod z ČOV pomocí chemických a mechanických postupů. V těchto případech se pak jedná o čiření a následnou filtraci (Kučerová et al., 2010).

Stabilizační nádrže

Stabilizační nádrže, původně nazývané biologické rybníky, jsou levným a relativně jednoduchým zařízením sloužícím k biologickému čištění odpadních vod. Jedná se o mělké průtočné, nebo akumulární, zemní nádrže (Kučerová et al., 2010). Svou podstatou patří k širokému spektru přírodních způsobů čištění a následného dočišťování odpadní vody. Čištění probíhající v těchto nádržích je výsledkem současně probíhajících fyzikálních, chemických a biochemických procesů (Pytl et al., 2004).

2.3 Základní vlastnosti kalů městských ČOV

Odpadem, vznikajícím při čištění městských odpadních vod, je čistírenský kal. Jedná se o směs organické a anorganické složky. Organická složka je složena převážně z živých a mrtvých buněk mikroorganismů, které se účastnily čistírenských procesů – čištění vody a stabilizace kalu (Škrobánková, 2016).

Základním ukazatelem kvality čistírenských kalů je obsah sušiny v nich a obvykle je vyjadřován vyjadřuje v %. Sušina se skládá z látek, které byly v kalu původně rozpuštěny, i nerozpuštěny. U kalů vznikajících v městských ČOV bývá často podíl rozpuštěných látek menší, než podíl látek nerozpuštěných (Malý a Malá, 2006).

2.4 Čistírny odpadních vod v Ostravě

Čištění odpadní vody na území města Ostravy je rozděleno mezi 5 čistíren. 98,7% čištěné odpadní vody je vyčištěno na Ústřední čistírně odpadních vod v Ostravě Přívoze (ÚČOV). Zbývající odpadní voda je čištěna na čistírnách v Michálkovicích (0,8%), Heřmanicích (ČOV Heřmanice I – 0,2% a ČOV Heřmanice II – 0,29%) a ve Vítkovicích (0,01%) (OVAK, 2017).

V následující tabulce (Tabulka 1) jsou porovnány projektované parametry ÚČOV Ostrava a ČOV Michálkovice, ze kterých byl odebírán aktivační kal pro účely této diplomové práce.

Tabulka 1 Projektované parametry ÚČOV Ostrava a ČOV Michálkovice (dle materiálu Čistírny odpadních vod, 2017)

	ÚČOV Ostrava	ČOV Michálkovice
Ekvivalent obyvatel	638 850 EO	5 280 EO
Zatížení (BSK₅)	38 331 kg/den	317 kg/den
Denní průtok Q₂₄	184 372 m ³ /den	---

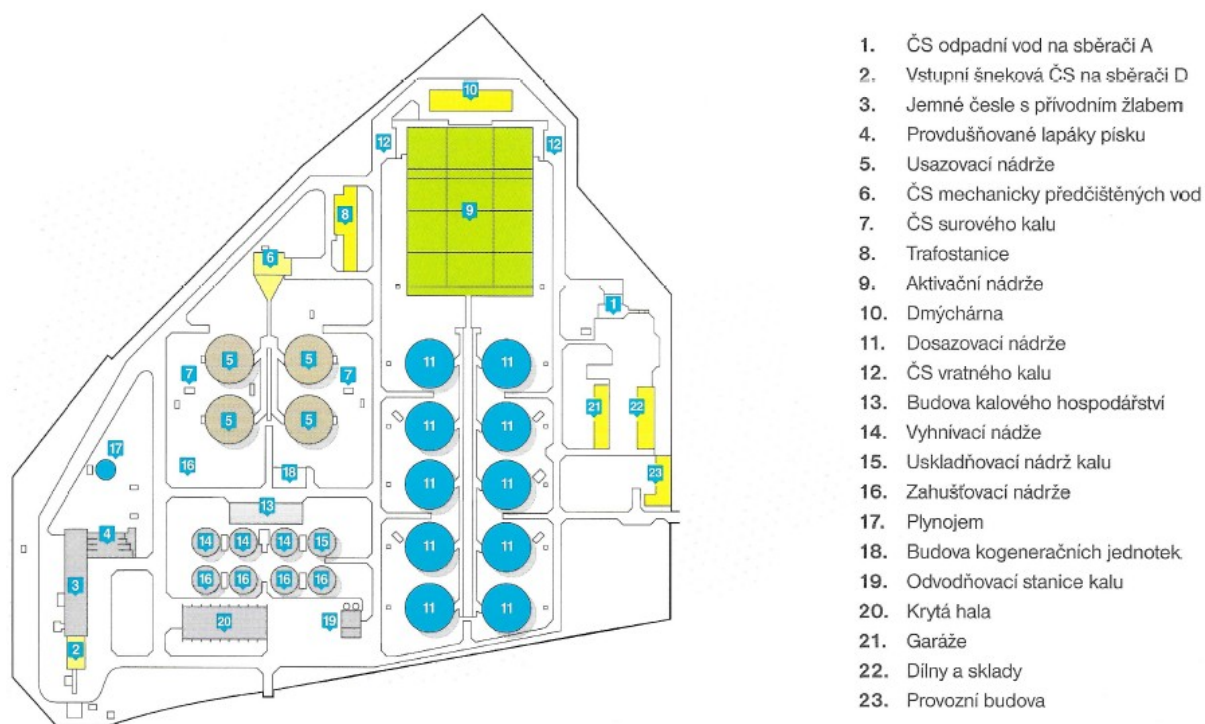
2.4.1 ÚČOV Ostrava

Ostravská Ústřední čistírna odpadních vod (Obrázek 3) byla do provozu uvedena v roce 1996 a nahradila zastaralé čistírny v Přívoze, Třebovicích a Zábřehu. Pomocí mechanicko-biologického čištění jsou zde čištěny splaškové a průmyslové vody. Čištění je založeno na principu primární sedimentace a nízkozatížené aktivace s nitrifikací a s předřazenou denitrifikací (OVAK, 2017). Dále na čistírně probíhá chemické srážení fosforu a anaerobní stabilizace kalu, k níž dochází ve vyhnívacích nádržích při teplotách v rozmezí 37°C až 39°C. Kal je poté zahuštěn a odvodněn na dekontaminačních odstředivkách. Hygienizace kalu je prováděna pomocí vápna (Grymová, 2013). V současnou dobu čistírna zpracovává odpadní vodu pocházející přibližně od 280 000 EO (Maršálek, 2018).



Obrázek 3 ÚČOV Ostrava - letecký snímek (Čistírny odpadních vod, 2017)

Schéma ÚČOV Ostrava je znázorněno na následujícím obrázku (Obrázek 4).



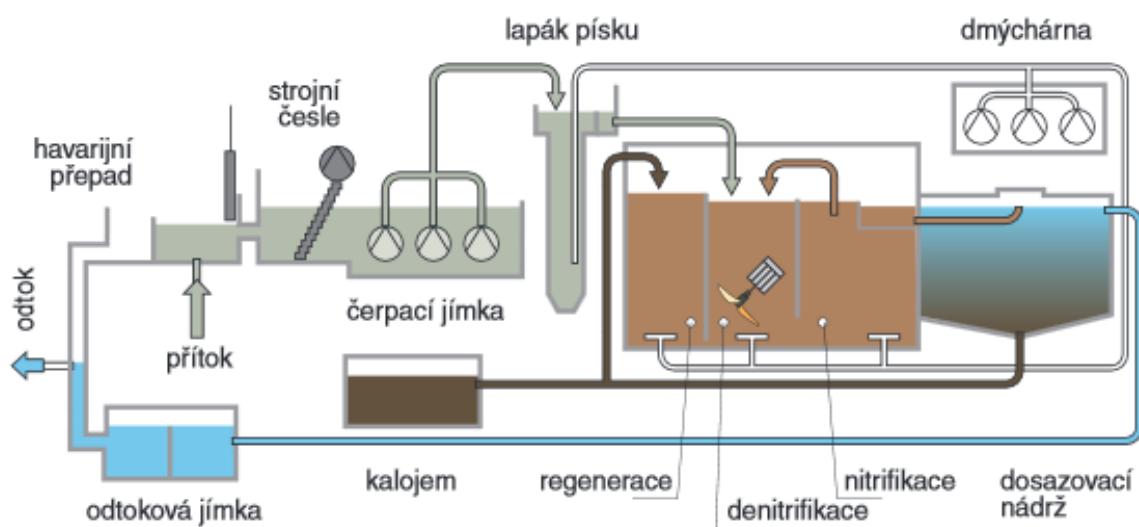
Obrázek 4 Schéma ÚČOV Ostrava (Čistírny odpadních vod, 2017)

ÚČOV Ostrava je specifická ve dvou směrech. Prvním specifikem je, že všechny její nádrže jsou nadzemní. Je tomu tak z důvodu poddolování a vysoké hladiny podzemní vody. Dalším specifikem je přivádění vody na čistírnu pomocí dvou přivaděčů. Tyto proudy jsou svedeny do jednoho před vstupem na jemné česle (Grymová, 2013).

2.4.2 ČOV Michálkovice

Jedná se o mechanicko-biologickou čistírnu. Byla uvedena do provozu v prosinci 2002. Využívá technologii dlouhodobé aktivace, která má vysokou účinnost snižování organického znečištění a dusíkatých látek (Grymová, 2013). ČOV Michálkovice je dimenzována na čištění odpadních vod pocházejících od obyvatel Michálkovic (3 783 obyvatel) a obyvatel Rychvaldu (1 500 obyvatel). Byla navržena v oblasti, kterou již nebylo možné odkanalizovat na městskou ÚČOV (Čistírny odpadních vod, 2017).

Mechanické čištění na této čistírně sestává z jemných česlí a z lapáku písku. Biologická část čistírny je rozdělena do dvou koridorů. Každý z těchto koridorů má svou vlastní aktivační nádrž rozdělenou na regeneraci, denitrifikační a nitrifikační část a také dosazovací nádrž (Čistírny odpadních vod, 2017). Schéma technologií na čistírně odpadních vod Michálkovice je uvedeno na následujícím obrázku (Obrázek 5).



Obrázek 5 Technologické schéma ČOV Michálkovice (Grymová, 2013)

Vzhledem k blízkosti zástavby je celá technologie čistírny kompletně zakryta, a to z důvodu omezení úniku zápachů (Obrázek 6). Vzduch z nádrží je odsáván ventilátory a čištěn pomocí odpachovacího filtru (Čistírny odpadních vod, 2017).

Kalové hospodářství čistírny je tvořeno kalojemem, ve kterém je umožněn zónový odběr odsazené vody. Kal, který je na této čistírně vyprodukován, je následně odvážen na ÚČOV Ostrava k dalšímu zpracování (Čistírny odpadních vod, 2017).

Na Michálkovické čistírně je díky řídicímu systému umožněn automatický a bezobslužný provoz. Systémem je řízen také sběr a vyhodnocení měřených údajů, registrace a hlášení poruchových stavů a automatický záskok náhradních jednotek (Čistírny odpadních vod, 2017).



Obrázek 6 Čistírna odpadních vod Michálkovice (OVAK, 2017)

3 AKTIVAČNÍ PROCES

Aktivačním procesem je nazýván proces kontinuální kultivace mikroorganismů v nesterilních podmínkách. Jedná se o nejstarší kontinuální kultivaci jinak nazývanou také aktivace (Dohányos et al., 2004).

Čištění odpadních vod pomocí tohoto procesu je pravděpodobně největším biotechnickým odvětvím na světě. Je tomu tak, přestože se tento proces značně liší od konvenčních biotechnologických metod, které využívají čisté kultury a kontrolovanou aerobní fermentaci (Seviour and Nielsen, 2010).

3.1 Vznik a vývoj aktivačního procesu

Již koncem 19. století a začátkem století 20. byly v Anglii a ve Spojených státech prováděny pokusy s provzdušňováním městské odpadní vody. Avšak k podstatnému snížení organického znečištění a k dosažení úplné nitrifikace, která byla v tehdejší době důležitým ukazatelem kvality vyčištěné odpadní vody, bylo potřeba velmi dlouhých dob provzdušňování. Potřebná doba se pohybovala v řádech dnů až týdnů (Dohányos et al., 2004).

V průběhu těchto pokusů docházelo k tvorbě vločkovité suspenze v odpadní vodě. Ze začátku byla tato suspenze po ukončení pokusů vylévána společně s odpadní vodou, až později se tyto vločky nechávaly usazovat úmyslně a byly znovu využívány při další aeraci. Během pozorování bylo zjištěno, že dochází ke zkracování procesu čištění úměrně se stoupající koncentrací vločkovité suspenze. Tím se proces zkrátil ze dnů na pouhé hodiny. Vzhledem k tomu, že tato suspenze aktivně odstraňovala organické znečištění v odpadních vodách, byla pojmenována jako aktivovaný kal (Gutiérrez, et al., 2002).

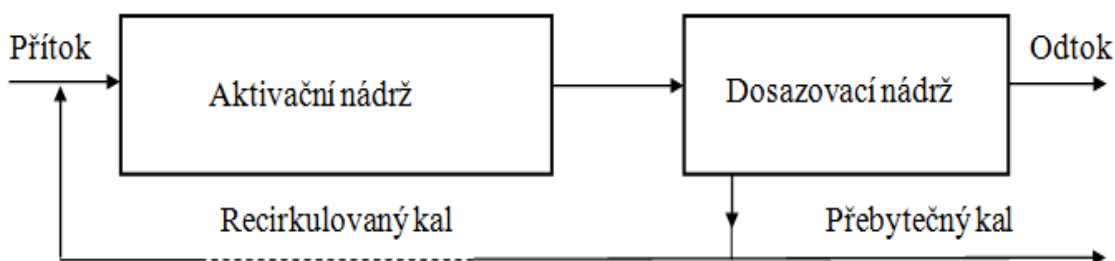
V průběhu let docházelo k různým modifikacím aktivačního procesu. Mezi nejznámější procesy vzniklé ve Spojených státech patří odstupňované aerace, postupně zatěžované aktivace (Gouldův systém), modifikované aerace a biosorpční proces. V Evropě po druhé světové válce vznikl systém využívající aerobní stabilizaci kalu, jinak známý jako oxidační příkop. Tento systém byl využíván převážně u malých čistíren odpadních vod (Dohányos et al., 2004).

V dalších letech vznikly aktivační systémy, které z odpadní vody odstraňovaly nejen organické znečištění, ale také další znečišťující složky, jakými jsou například dusík

a fosfor. Dále došlo také k vývoji systémů s vysokou účinností využití kyslíku z dodávaného vzduchu a se značně sníženým záběrem stavební plochy (Dohányos et al., 2004).

3.2 Princip procesu

Aktivace je v dnešní době nejpoužívanější technologií čištění odpadních vod. Princip tohoto čištění spočívá ve vytvoření aktivovaného kalu v provzdušňované nádrži. Schéma procesu na následujícím obrázku (Obrázek 7) se skládá z aktivační nádrže a dále z nádrže dosazovací (Hlavínek et al., 2001).



Obrázek 7 Schéma klasické aktivace (dle Hlavínek et al., 2001)

Odpadní voda přitéká do aktivační nádrže, kde dojde ke smísení s vratným kalem. Tato směs je intenzivně provzdušňována tlakovým vzduchem, případně mechanickými aerátory. Díky recirkulaci je dosaženo vyšší koncentrace biomasy v biologickém reaktoru. Následně, po projití směsi aktivační nádrží, je aktivovaný kal separován od vyčištěné vody. K této separaci dochází v dosazovací (separační) nádrži a zahuštěný aktivovaný kal je přesunut zpět na začátek aktivační nádrže (Hlavínek et al., 2001).

Odstraňováním rozpuštěných a nerozpuštěných organických látek dochází k tvorbě nové biomasy. Tato biomasa musí být ze systému pravidelně odstraňována, a to ve formě přebytečného aktivovaného kalu (Hlavínek et al., 2001).

3.3 Základní typy aktivačního procesu

Při čištění odpadních vod je využíváno větší množství modifikací aktivačního procesu, které jsou od sebe odlišné jednotlivými zatěžovacími parametry. Vzhledem ke kolísání přítékajícího množství odpadních vod jsou ČOV navrhovány s aktivačním systémem s prodlouženou dobou zdržení (Pytl et al., 2004).

Dvě hlavní modifikace aktivace jsou: aktivace s postupným tokem a směšovací aktivace. Vyjma těchto dvou nejdůležitějších rozlišujeme také další technologické varianty, z nichž některé jsou uvedeny dále.

Aktivace s postupným tokem

Jedná se o aktivaci realizovanou v dlouhém korytě s relativně malým průtočným profilem. Na začátku této nádrže dochází k mísení odpadní vody s vratným aktivovaným kalem. Tato směs nádrží dále protéká a opouští ji na druhém konci. Koncentrace aktivovaného kalu je víceméně konstantní, avšak koncentrace rozpuštěných organických látek klesá směrem k odtoku z nádrže. Stejně tak klesá rychlost spotřeby kyslíku (Hlavínek et al., 2001).

Směšovací aktivace

Jedná se o aktivaci realizovanou ve čtvercové nádrži. Tato nádrž je neustále provzdušňovaná a promíchávaná. Koncentrace aktivovaného kalu, i rozpuštěného kyslíku, je v celé nádrži konstantní a rovnoměrně rozložená (Hlavínek et al., 2001).

Výhodou tohoto typu aktivace je odolnost proti toxickým látkám. Této odolnosti je docíleno okamžitým zředěním koncentrace na přítoku do nádrže. Nevýhodou je skutečnost, že dochází k podpoře růstu vláknitých mikroorganismů (Hlavínek et al., 2001).

Postupně zatěžovaná aktivace

Jinak nazývaná také Step aeration. Je typická tím, že jsou odpadní vody přiváděny v několika místech podél nádrže. Dochází tím k vyrovnání zatížení nádrže a následně také k vyrovnání rychlosti spotřeby kyslíku. Koncentrace aktivovaného kalu není stabilní, liší se v různých místech nádrže. Typově se jedná o jakýsi „přechod“ mezi směšovací aktivací a aktivací s postupným tokem (Hlavínek et al., 2001).

Rychloaktivace

Krátkým dobám zdržení odpadní vody v aeračních nádržích odpovídají také malé objemy těchto nádrží. Nevýhodou tohoto typu jsou značné investiční náklady a podstatně horší kvalita vody na odtoku, než je u klasických způsobů aktivace (Hlavínek et al., 2001).

Aktivace s cirkulací aktivační směsi

Jedná se o aktivaci probíhající v uzavřeném korytě. V něm aktivační směs cirkuluje pomocí aeračních zařízení, kterými je současně dodáván kyslík. Při vhodné konstrukci a dostatečném objemu dochází v této nádrži k střídání zón oxických (s dostatkem rozpuštěného kyslíku) se zónami anoxickými (v těchto zónách dochází k denitrifikaci) (Hlavínek et al., 2001).

Aktivační nádrž je tvořena žlabem hlubokým přibližně 1 metr a aeračním válcem. V případě větší délky žlabu se v nádrži nachází větší množství aerátorů (Hlavínek et al., 2001).

3.4 Vliv různých faktorů na čistící účinek aktivace

Často diskutovaným tématem je otázka, zda a jak je limitován aktivační proces. Aby na tuto otázku bylo možno odpovědět, musí být známy minimální dosažitelné hodnoty BSK₅, CHSK a nerozpuštěných látek v místě odtoku z aktivačního procesu, protože tyto ukazatele podávají informaci o kvalitě vyčištěné vody. Kvalita vody odtékající z biologického čištění je dána rozpuštěnými a nerozpuštěnými organickými látkami (Dohányos et al., 2004).

Účinek aktivace je velmi silně ovlivňován hodnotou pH odpadní vody. Optimální pH pro většinu bakterií se pohybuje v rozmezí od 6,0 do 7,5 (viz. kapitola 4.3.2). Aktivovaný kal je schopen se adaptovat na relativně široké rozmezí pH a to od 6,0 do 9,0. Pro čištění městských odpadních vod je neoptimálnější hodnota pH mezi 7,0 a 7,5. Při hodnotě pH menší, než 6 se zvyšuje pravděpodobnost výskytu vláknitých hub, které jsou hlavním činitelem způsobujícím vláknité bytění aktivovaného kalu (Dohányos et al., 2004).

Dalším faktorem, kterým může být ovlivněna účinnost čištění, je nutriční nevyváženost odpadní vody. Jedná se hlavně o množství fosforu a dusíku. U městských odpadních vod bývá často přebytek těchto prvků, oproti tomu odpadní vody průmyslové jich mají nedostatek (Dohányos et al., 2004).

3.5 Aerobní rozklad organických látek při aktivačním procesu

U biologického čištění odpadních vod, probíhajícího za aerobních podmínek, se využívá biochemických procesů, které jsou podmíněny činností aerobních mikroorganismů. Tyto organismy rozkládají směs organických látek ve vodě (substrát) pomocí oxidačních procesů za přítomnosti molekulárního kyslíku (Malý a Malá, 2006).

Aerobní organismy díky působení svých enzymů štěpí oxidačními procesy organické látky obsažené v odpadní vodě. K této oxidaci mikroorganismy využívají molekulární kyslík. Výslednými produkty probíhajícího procesu jsou H_2O , CO_2 a dusík, který je přeměněn na amoniak. Oxidačními procesy je dále získávána energie pro růst a vývoj mikroorganismů a k získání zásobních látek (Hlavínek et al., 2001).

K této syntéze jsou velmi potřebné také biogenní prvky. Tyto prvky jsou získávány z rozloženého organického materiálu a také z vnějšího prostředí. Z makrobiogenních prvků, potřebných v relativně velkém množství, bývají nejpotřebnější C, H, O, N, P a S. Při čištění průmyslových odpadních vod musí být mnohdy ve větším množství dodáván dusík a fosfor, které jsou v množství přítomném ve vodách nedostatečné (Malý a Malá, 2006).

3.6 Základní podmínky pro oxidaci odpadní vody v oxickém prostředí

Mezi základní podmínky, nutné pro oxidaci odpadní vody v oxickém prostředí, patří zajištění dostatečného přísunu substrátu (biogenních prvků). Ten se, společně s biogenními prvky, nachází přímo v odpadní vodě. Dojde-li k jeho poklesu, což může být zapříčiněno například nepřítomností uživatelů obývajících domů s malou ČOV, musí být jeho deficit dotován uměle (Pavelek, 2014).

Další podmínkou je zajištění dostatečného prokysličování, které je při procesu aerobního čištění odpadních vod nezbytné. Nezbytným krokem je také zpracování mikroorganismů k jejich namnožení. K tomu dochází ještě před zahájením všech biologických pochodů. Výchozí myšlenka je taková, že se mikroorganismy v odpadní vodě již nacházejí (Pavelek, 2014).

Poslední, avšak velmi důležitou podmínkou, je přítomnost biogenních prvků (N a P) v substrátu. Tyto prvky jsou velmi důležité pro život mikroorganismů (Pavelek, 2014).

4 AKTIVAČNÍ KAL

Aktivačním (aktivovaným) kalem je nazývána směsná kultura, která byla poprvé vypěstována v Manchesteru v roce 1913 dlouhodobým provzdušňováním městských splašků (viz. kapitola 3.1) (Dohányos et al., 2004).

4.1 Charakteristika aktivačního kalu

Na rozdíl od čistých kultur, ve kterých se jednotlivé bakterie volně pohybují, bakterie v aktivačním kalu se vyskytují ve formě zooglei (tzn. shluky mikroorganismů) (Dohányos et al., 2004). Složení aktivačního kalu (jak kvalitativní, tak kvantitativní) přímo závisí na přitékající odpadní vodě, na které byl kal vypěstován, a na technologických parametrech, při kterých je prováděna aktivace kalu (Hlavínek et al., 2003).

Mimo různé druhy bakterií se v aktivačním kalu mohou v menším množství nacházet také kvasinky, houby a plísňe. Bývají zde přítomny také nitrifikační bakterie a různé vláknité mikroorganismy. Přemnoží-li se z jakýchkoli důvodů tyto organismy, dojde ke značným technologickým potížím. Tyto potíže se projevují špatnými zahušťovacími a usazovacími vlastnostmi kalu (Lyčková et al., 2008).

Součástí aktivačního kalu jsou také mnohé vyšší organismy. Najdeme v něm různá protozoa (prvoky), vířníky a také hlístice. Prvoci mnohdy slouží také jako indikátory pro odhad stavu aktivovaného kalu (Lyčková et al., 2008). V současnou dobu se má za to, že výrazně snižují obsah volně pohyblivých bakterií ve vyčištěné vodě a přispívají tak k jejímu vyčištění. V aktivovaném kalu jsou přítomní, protože v něm nacházejí velké množství potravy (Dohányos et al., 2004).

Od většiny čistých kultur je aktivační kal odlišný hlavně tím, že je schopen se od kapalně fáze oddělovat prostou sedimentací. Tato technologicky důležitá vlastnost je jednou z jeho nejcennějších vlastností a je výslednicí velkého množství faktorů, jež jsou dány charakterem čištění odpadní vody a technologickými parametry procesu (Dohányos et al., 2004).

Dobré separační vlastnosti aktivačního kalu jsou ovlivněny především vlastnostmi vloček, jejichž základ je tvořen vločkotvornými mikroorganismy. Tyto organismy produkují extracelulární polymery, které následně tvoří matici, do níž jsou pevně fixovány buňky mikroorganismů (Růžicková, 2003). Díky této vlastnosti dochází ke shlukování

bakterií do vloček aktivovaného kalu (Obrázek 8) (Malý, Malá, 2006). Tmavě hnědá barva na obrázku je důkazem vysoké koncentrace bakterií ve vločkách aktivačního kalu (Davies, 2005).



Obrázek 8 Vločky aktivačního kalu při mikroskopickém pozorování (Davies, 2005)

4.1.1 Flokulující aktivační kal

Za optimálních podmínek kultivace získáme aktivační kal, který je ve formě dobře flokulujících a sedimentujících vloček. Tvorba vloček kalu při čištění odpadních vod není nutná pro účinné odstranění rozpuštěných organických látek, avšak je nutná pro získání čirého odtoku vyčištěné odpadní vody. Dále je nutná také k tvorbě dostatečně zahuštěného recirkulovaného aktivačního kalu (Dohányos et al., 2004).

Bioflokulace je způsobená snížením elektrického náboje pod kritickou hladinu a díky tomu dochází ke spojování buněk během pohybu. Je tedy následkem interakce mezi přirozeně produkovanými vysokomolekulárními polyelektrolyty a bakteriálními buňkami. Dojde k jejich spojení a následnému navázání jednotlivých buněk do agregátů a vloček, které jsou schopny se oddělit od kapalné fáze díky sedimentaci (Dohányos et al., 2004).

4.1.2 Neflokulující aktivační kal

Při určitých podmínkách dochází k zastavení tvorby vloček mikroorganismů v aktivovaném kalu a ty se následně vyskytují ve formě jednotlivých dispergovaných buněk. Odtok po takto nedokonalé sedimentaci je silně zakalený a vykazuje vysoké hodnoty BSK₅ a CHSK. Avšak i v této situaci může být obsah rozpuštěných organických látek v odtékající odpadní vodě velmi malý (Dohányos et al., 2004).

Příčin této situace může být mnoho, avšak obecně je lze rozdělit do dvou následujících skupin:

Nevhodné technologické parametry procesu

Čím nižší je stáří kalu a vyšší jeho zatížení, tím větší množství směsné kultury se nachází v disperzním růstu. Malý obsah neusaditelných mikroorganismů vzniká u aktivovaného kalu starého 3 dny. Naopak u kalu mladšího než 1 den se vyskytuje velké množství volně dispergovaných bakterií, které nepodléhají sedimentaci. Výsledkem je silně zakalená voda na odtoku (Dohányos et al., 2004).

Faktory související se složením a vlastnostmi čištěné odpadní vody

Přechodná deflokulace může být způsobena nárazovými změnami teploty vody, její solností, anebo změnou hodnoty pH. Při dlouhodobém nedostatku některých makronutrientů (fosfor nebo dusík) nebo mikronutrientů může dojít až k trvalé deflokulaci. Tento stav může být také důsledkem přítomnosti toxických látek (Dohányos et al., 2004).

4.1.3 Zbytnělý aktivační kal

V případě, že má kal špatné sedimentační vlastnosti a nízkou usazovací rychlost, dochází k tzv. bytnění aktivovaného kalu (Hlavínek et al., 2001).

Rozlišujeme dva typy, a to bytnění vláknité a bytnění nevláknité.

Bytnění nevláknité

Jinak jej lze nazývat také jako zooglearní bytnění. Příčiny tohoto druhu bytnění doposud nebyly jednoznačně objasněny, ale předpokládá se, že k němu dochází kvůli silné hydrataci syntetizovaných extracelulárních polymerů. Jedná se o typ s relativně malým výskytem. Nedochozí u něj k výraznějšímu ovlivnění provozu (Dohányos et al., 2004).

Bytnění vláknité

Tento typ bytnění je vyvolaný nadměrným růstem vláknitých mikroorganismů. Jedná se o nežádoucí bytnění. Vzhledem k rozličnosti mikroorganismů, kterými je způsobeno, a k jejich rozdílným požadavkům na růst, jsou také příčiny tohoto masového rozvoje různé (Dohányos et al., 2004).

Vláknité mikroorganismy jsou přirozeně přítomny v každém mikrobiálním společenstvu. Do určité míry také přispívají ke vzniku kompaktních a pevných vloček aktivovaného kalu (Růžicková, 2003). Avšak problém nastává ve chvíli, kdy vláknité organismy přerostou organismy nevláknité. Nejčastějšími příčinami vláknitého bytnění je vyšší obsah sulfidů, sacharidů, nízké pH a nedostatek nutrientů (Hlavínek et al., 2001).

4.1.4 Recyklace aktivačního kalu

V současné době je velkým ekologickým problémem recyklace odpadu aktivačního kalu, který byl vyprodukován při procesu čištění odpadních vod. Recyklaci lze provádět více způsoby a momentálně jsou vyhodnocovány ty nejúčinnější a nejekologičtější z nich.

Kupříkladu v práci „Closed cycle of recycling of waste activated sludge“ (Vlasova et al., 2018) byly provedeny dva způsoby recyklace kalu s obsahem 8% až 30% volné vody. Jednalo se o syntézu uhlíkaté složky kalu a syntézu porézní stavební keramiky (cihel) za použití odpadního aktivačního kalu a karbonizovaného odpadu.

Těmito metodami bylo docíleno lepších adsorpčních vlastností výsledných produktů a výsledky práce byly shledány jako velmi výhodné. Nicméně problém recyklace odpadu aktivačního kalu je stále zkoumán (Vlasova et al., 2018).

4.2 Mikroorganismy v aktivačním kalu

Mikroorganismy, které se v aktivačním kalu vyskytují, jsou stejně různorodé, jako veškeré látky (tedy substrát), které přitékají společně s odpadní vodou. Přesné složení společenstva mikroorganismů vyskytujících se v aktivačním kalu je ovlivněno složením přitékající odpadní vody, technologií procesu a také řízením procesu (Škrobánková, 2012). Mimo různé druhy bakterií se v aktivačním kalu v menším množství mnohdy nacházejí také kvasinky, houby a plísně (Dohányos et al., 2004).

Jednotlivé druhy zastupující mikroflóru si vzájemně buďto potravně konkurují, nebo jeden pro druhého vytvářejí podmínky vhodné pro jejich další vývoj. To v podstatě znamená, že metabolický produkt jednoho organismu slouží jako potrava pro další druh (Malý a Malá, 2006).

Tyto mikroorganismy jsou však schopny odstraňovat pouze organické látky, které jsou biologicky rozložitelné. Z toho vyplývá, že budou rozkládat jen ty látky, které mohou následně využít jako substrát (Dohányos et al., 2004).

V růstu a příjmu energie mikroorganismů sehrávají velmi důležitou roli enzymy. Jedná se vlastně o organické katalyzátory, které jsou živými buňkami produkovány. Můžou to být buďto proteiny, kombinace proteinů a anorganických molekul, nebo také kombinace proteinů a molekul organických. Všechny enzymy jsou vysoce efektivní, ale jsou také značně specifické. Z tohoto důvodu musí být buňkou produkovány různé enzymy pro potřeby různých substrátů (Hlavínek et al., 2003).

Jak již bylo řečeno, základním procesem probíhajícím v biologických systémech čištění odpadních vod je rozklad organických látek. Avšak při vytvoření vhodných podmínek probíhají i ty procesy, na nichž se podílejí speciální druhy mikroorganismů. Jedná se například o oxidaci amoniaku na dusičnany a dusitany za přítomnosti nitrifikačních bakterií (Malý a Malá, 2006).

4.2.1 Dělení mikroorganismů podle fyziologických vlastností

Z hlediska fyziologie jsou mikroorganismy velmi rozmanité. Můžeme je od sebe navzájem rozlišit dle nároků na výživu a na přítomnost kyslíku. Dále je lze rozlišovat také podle způsobu, kterým získávají potřebnou energii (Fečko et al., 2004).

Dělení podle nároků na výživu

Tento způsob dělení záleží na schopnosti mikroorganismů syntetizovat organické látky. *Autotrofním* organismům k výživě stačí pouze látky anorganické a jsou z nich schopny syntetizovat všechny složky své buněčné hmoty (organické látky). Oproti tomu organismy *heterotrofní* přítomnost organických sloučenin v životním prostředí přímo vyžadují, protože nejsou schopny si je samy z oxidu uhličitého syntetizovat (Fečko et al., 2004).

Dělení podle nároku na kyslík

Podle toho, jaký mají organismy vztah ke kyslíku a k jeho absenci, rozdělujeme je na *aerobní*, *fakultativně anaerobní* a *striktně anaerobní*. *Aerobní* mikroorganismy ke svému metabolismu kyslík vyžadují. Využívají jej k oxidačním procesům, díky kterým získávají energii (kyslík je příjemcem elektronů uvolněných oxidací organických látek) (Malý a Malá, 2006).

Fakultativně anaerobní mikroorganismy jsou organismy, které mají schopnost jak aerobního, tak anaerobního metabolismu (Fečko et al., 2004). K oxidaci organických látek rovněž využívají kyslík, ale v jeho nepřítomnosti využívají dusitany a dusičnany. *Striktně anaerobní* mikroorganismy kyslík nepotřebují vůbec, působí na ně totiž toxicky (Malý a Malá, 2006).

Dělení podle zdroje energie a uhlíku

Podle způsobu, kterým organismy získávají energii, je dělíme na *fototrofní* a *chemotrofní*. *Fototrofní* mikroorganismy využívají světelnou energii, kterou následně přeměňují na energii chemickou. Takto přeměněnou energii následně využívají pro životní pochody buněk. *Chemotrofní* mikroorganismy získávají energii pomocí oxidace chemických sloučenin, nejčastěji oxidací organických a anorganických látek (Fečko et al., 2004).

Jako základní zdroj uhlíku je využívána organická hmota a CO₂. Autotrofními organismy je využíván uhlík z CO₂, oproti tomu heterotrofní organismy využívají uhlík získaný z organické hmoty (Hlavínek et al., 2003).

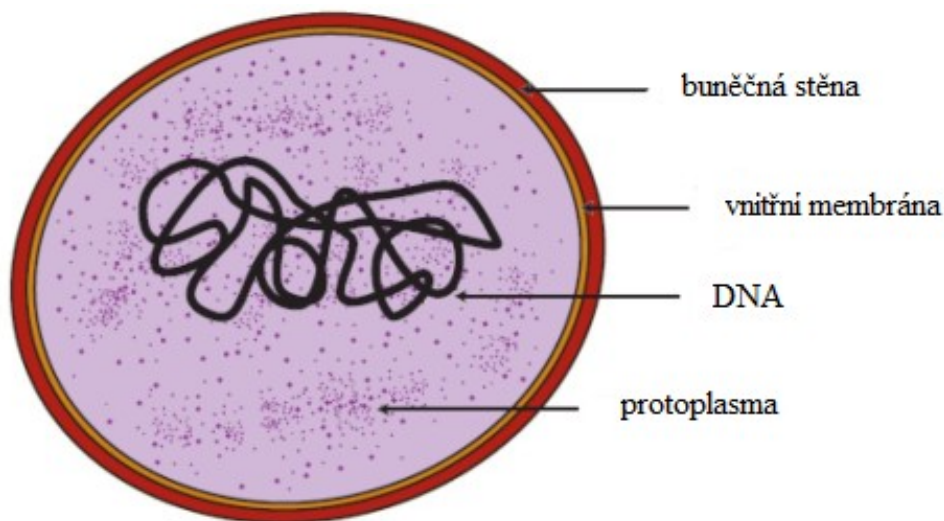
Dělení podle zdroje vodíku

Vodík je potřebný pro správný průběh různých intracelulárních redukčních procesů. Podle toho, odkud mikroorganismy vodík získávají, je dělíme na *lithotrofní* mikroorganismy, které využívají vodík získaný z anorganických látek a na *organotrofní* mikroorganismy, pro které jsou zdrojem vodíku organické látky (Škrobánková, 2012).

4.2.2 Bakterie

V případě aktivačního kalu se jedná o komplexní ekosystém tvořený konkurenčními organismy. Nejrozšířenějším organismem vyskytujícím se v tomto kalu jsou bakterie. Během různých pozorování bylo v aktivačním kalu nalezeno více než 300 druhů bakterií (Davies, 2005).

Bakterie jsou jedny z nejmenších organismů. Jejich velikost se pohybuje mezi 1 μm a 5 μm délky a v rozmezí 0,2 μm až 1 μm šířky. Co se stavby týče, jedná se o jednoduché prokaryotické buňky (Obrázek 9) (Ambrožová, 2008).



Obrázek 9 Příčný řez bakteriální buňkou (dle Davies, 2005)

Stavba bakterií

Od okolního prostředí jsou bakterie chráněny buněčnou stěnou, která udává jejich tvar. Tato stěna je jediným pevným útvarem, který se v buňce nachází. Její významnou funkcí je schopnost vyrovnávat hydrostatický tlak uvnitř buňky (Ambrožová, 2008). V buněčné stěně se nacházejí velké póry, kterými pomocí difuze přechází většina chemických sloučenin (Fečko et al., 2004).

Těsně pod buněčnou stěnou se nachází vnitřní cytoplasmatická membrána. Jedná se o jemnou elastickou blánu s malými póry, která je tvořena lipidy a proteiny. Mohou přes ni pronikat pouze nízkomolekulární sloučeniny bez elektrického náboje, látky rozpustné

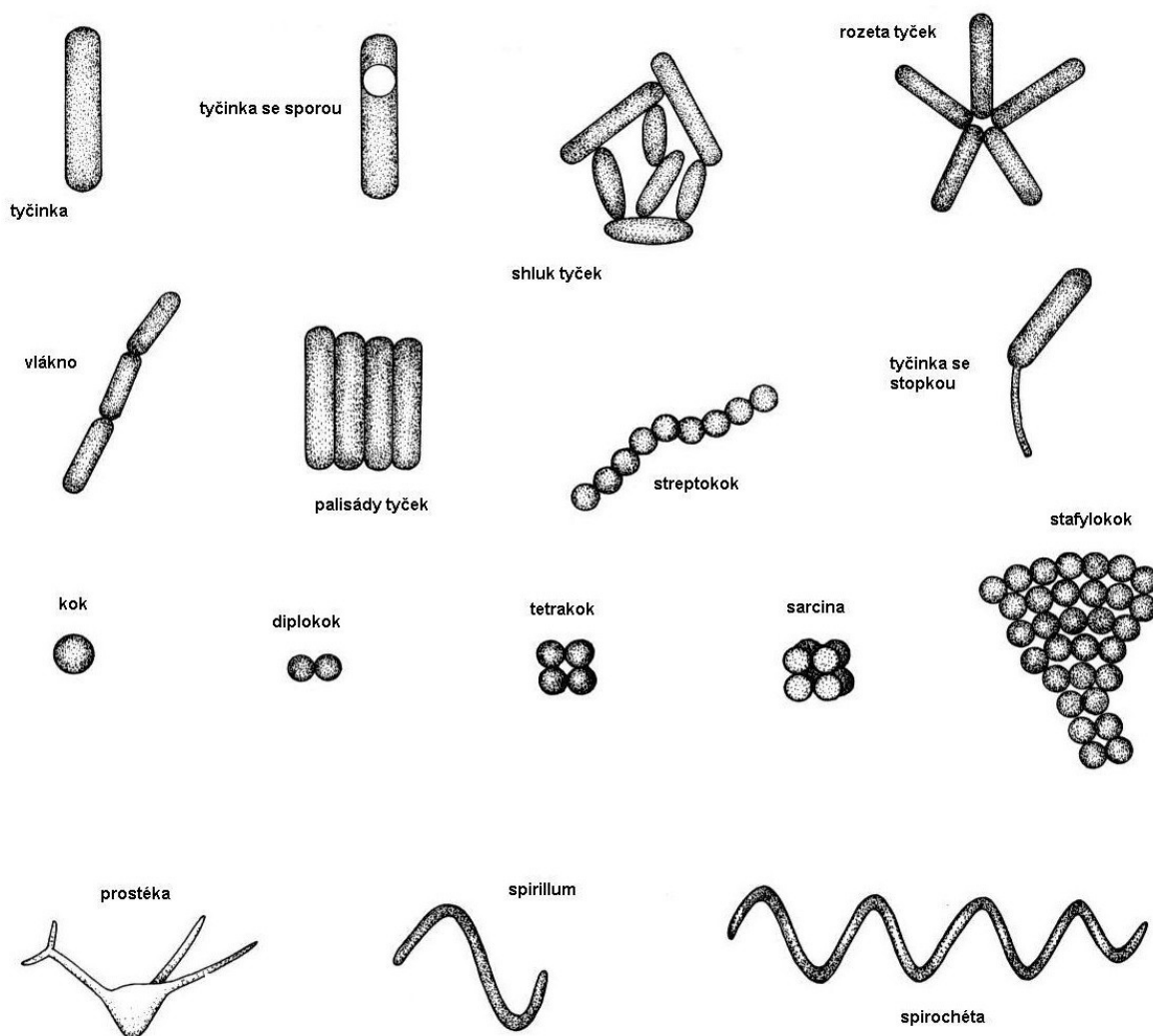
v tukách a látky, které tuky rozpouštějí (Fečko et al., 2004). Další funkcí cytoplasmatické membrány je izolace vnitřního prostředí buňky od prostředí vnějšího. Až na vchlípeniny, které se na membráně nacházejí u některých bakterií, je na svém povrchu hladká (Ambrožová, 2008).

Uvnitř buňky se nachází protoplasma. Ta tvoří vnitřní výplň buňky a je složena z cytoplasmy a organel. Protoplasma uvnitř buňky obsahuje DNA molekuly, nikoli však jádro (Škrobánková, 2012). DNA bakterií je tvořena chromozomem, který má uzavřenou strukturu a zjednodušeně si jej lze představit jako kružnici (Fečko et al., 2004).

Tvary a typy bakterií

Co se tvaru týče, nejsou bakterie příliš rozmanité, rozeznáváme bakterie kulovité a tyčinkovité (viz. Obrázek 10). Kulovité bakterie (koky) se nejčastěji vyskytují samostatně, popřípadě ve dvojicích. Ale mohou se vyskytovat také ve formě čtveřic a řetězků (Ambrožová, 2007).

Dále uvedené tvary ale nejsou jedinými případy morfologie mikroorganismů, které můžeme nalézt. U aktinomycet lze pozorovat také vláknité větvení a jejich buňky vyrůstají do dlouhých větvících se vláken (Ambrožová, 2008).



Obrázek 10 Tvary a typy bakterií (Ambrožová, 2007)

4.2.3 Houby

Houby patří mezi eukaryotické organismy. Jedná se o heterotrofní organismy, které nemají plastidy, tudíž v nich nemůže docházet k fotosyntéze (Ambrožová, 2008).

Houby, ve srovnání s bakteriemi, mají složitější stavbu buněk. Na jejich povrchu se nachází buněčná stěna, která je většinou tvořena chitinem. A stejně, jako je tomu u bakterií, i u hub tato stěna udává výsledný tvar buňky. Následuje cytoplasmatická membrána a výplň buňky – cytoplasma, která spojuje všechny prvky uvnitř buňky (Ambrožová, 2008).

Důležitý rozdíl mezi houbami a bakteriemi je ten, že houby uvnitř svých buněk obsahují jádro a jadérko. Jejich charakteristickým rysem je přítomnost velkých vakuol uvnitř buněk. Tyto vakuoly tvoří zásobárnu vody pro buňku. Mohou rovněž obsahovat meziprodukty metabolismu, anorganické látky a také enzymy (Ambrožová, 2008).

Ve vodním prostředí se vyskytují dvě skupiny hub. První skupinou jsou houby, které ve vodním prostředí prodělávají celý svůj životní cyklus. Do této skupiny patří oddělení *Chytridiomycota* a *Oomycota*. Druhou skupinou jsou půdní houby, které se do vod dostávají ve formě spor splachy a vymýváním z půd. Příklad hub, jež se nachází ve vodách, vidíme na následujícím obrázku (Obrázek 11). V tomto případě se jedná o konidii deuteromycety se specifickým tvarem (Ambrožová, 2007).



Obrázek 11 Houby - konidie deuteromycety (Ambrožová, 2007)

4.2.4 Kvasinky

Kvasinky jsou heterotrofními eukaryotními mikroorganismy, které patří mezi houby neobsahující chlorofyl. Velikost a tvar jsou značně ovlivněny stářím buněk a kultivačními podmínkami. Avšak nejčastěji bývá tvar jejich buněk elipsovitý a velikost se pohybuje mezi 3 μm až 5 μm (Fečko et al., 2004).

Na povrchu buněk se nachází buněčná stěna. Kvasinky mají ve své buněčné stěně obsaženy hlavně lipidy a také polysacharidy (Ambrožová, 2008). Dále na ni navazuje

cytoplasma s vakuolami. Jádro kvasinkové buňky má rozměry přibližně 1,2μm na 1,7μm a od cytoplasmy je odděleno dvojitou jadernou membránou (Fečko et al., 2004).

4.2.5 Plísně

Mezi houby náleží také mikroskopické vláknité eukaryotní mikroorganismy, tedy plísně. Jejich stélka je tvořena vlákny, která jsou buďto jednobuněčná anebo vícebuněčná. V každé z těchto buněk se mimo jiné nachází cytoplasmatická membrána, cytoplasma, vakuoly a jedno nebo více jader (Fečko et al., 2004).

Rozdíl od kvasinek tvoří složení buněčné stěny plísní. V tomto případě je stěna oddělující buňku od vnějšího prostředí tvořena převážně z polysacharidů, následně pak bílkovin a lipidů (Fečko et al., 2004).

4.3 Faktory ovlivňující růst mikroorganismů

Mikroorganismy jsou ovlivňovány množstvím fyzikálních a chemických faktorů vnějšího prostředí. Vůči těmto faktorům mohou být více, či méně, rezistentní a mají také schopnost se podmínkám prostředí do určité míry přizpůsobit (Ambrožová, 2008).

4.3.1 Teplota

Teplota je jedním z hlavních faktorů, které ovlivňují rychlost rozmnožování mikroorganismů a také možnosti jejich života (Fečko et al., 2004).

Působení teploty řadíme mezi fyzikální abiotické faktory. Nejen, že zasahuje do vývoje mikroorganismu, ale může také inhibovat, či stimulovat, jeho růst. Dále může ovlivnit morfologii organismu, jeho metabolismus a patogenitu. Při zvýšení teploty dochází ke zrychlení metabolických procesů syntézy a štěpení a dále vzrůstá také inaktivace enzymů (Ambrožová, 2008).

Jako **biokinetické rozmezí** je označováno teplotní rozmezí, ve kterém nedochází k poškození mikroorganismu. Toto rozmezí je definováno hodnotou minima, maxima a optima. U většiny bakterií dochází k růstu a množení při teplotách 10 až 15°C. Co se týče bakterií patogenních a termofilních, jejich minimální růstová teplota je o několik stupňů pod optimem (Ambrožová, 2008).

Minimální růstová teplota pro určité bakterie se mění podle prostředí, ve kterém se nachází, tudíž tato teplota není stálá. Pro rychlý růst bakterií je nejvhodnější teplotou **optimální růstová teplota**. Při této teplotě je generační doba nejkratší. Nejvyšší teplotou, při které ještě dochází k růstu a množení bakterií je **maximální růstová teplota**. Při působení teplot pod bodem mrazu dochází k poškození buněčné stěny a v buňce se vytváří krystaly vody. Jedná-li se o ochlazení velmi rychlé, dojde k tvorbě pouze malých krystalů a buňky nejsou trvale poškozeny (Ambrožová, 2008).

Dle teplot, které bakterie preferují, je můžeme rozdělit do tří skupin – *psychrofilní*, *mezofilní* a *termofilní* bakterie. Bakterie *psychrofilní* jsou chladnomilné a nejlépe rostou při teplotách pod 20 °C (minimální teploty růstu jsou mezi -5 až 0 °C). *Mezofilní* bakterie se na pomyslné teplotní stupnici nacházejí někde uprostřed a mají optimální teplotu růstu 20 až 40 °C. Bakterie *termofilní*, neboli teplomilné, dosahují optimálního růstu při teplotách 30 až 80 °C (Ambrožová, 2008).

4.3.2 pH

Růst a vývoj mikroorganismů a jejich biochemická činnost jsou velmi ovlivněny koncentrací vodíkových iontů v prostředí, ve kterém se nacházejí. Každý mikrobiální druh se dokáže rozmnožovat jen v určitém rozmezí pH. Pro většinu bakterií a kvasinek je toto rozmezí úzké. Avšak co se týče plísní, rozmezí optimálního pH pro jejich růst je relativně široké. Při extrémním pH může dojít k usmrcení organismu (Fečko et al., 2004).

Pro většinu bakterií platí, že rostou v neutrálním, až mírně alkalickém, prostředí. Extrémně nízké hodnoty pH jsou schopny přežít zejména střevní typy bakterií a druhy bakterií, které vytváří kyseliny, jako produkty metabolismu. Nicméně díky nízké hodnotě pH dochází k zabrzdění růstu a množení bakterií a následně ke zpomalení metabolismu (Ambrožová, 2008).

Pro všechny mikroorganismy platí optimální pH 7. Pro houby se optimální pH pohybuje v rozmezí 1,5 až 9,2 a pro bakterie obecně optimální pH leží mezi 4 až 10 (pro většinu z nich se ale pohybuje mezi 6,0 a 7,5). Pro většinu plísní se pH pohybuje okolo neutrální oblasti a pro kvasinky je optimální pH slabě kyselé v rozmezí 4,2 až 5,5 (Ambrožová, 2008).

Účinek pH je do určité míry ovlivňován také dalšími faktory v prostředí. Jedná se zejména o chemické složení, přítomnost kyslíku v prostředí a o teplotu. Dalším faktorem, na kterém pH záleží, je také typ enzymu a jeho funkce. Např. v případě neutralizačního mechanismu dochází v kyselém prostředí k vyvolání produkce takového enzymu, který svou činností neutralizuje pH reakci prostředí (Ambrožová, 2008).

4.3.3 Koncentrace rozpuštěného kyslíku

Pro průběh aerobní respirace je nezbytnou podmínkou přítomnost kyslíku ve vodném prostředí. Avšak různé mikroorganismy potřebují ke svému růstu různé množství rozpuštěného kyslíku. Hodnoty tzv. kritické koncentrace kyslíku ve vodě se pohybují v rozmezí od 0,3 do 1,0 mg O₂/l a pro správný průběh respirace by se množství kyslíku mělo pohybovat nad horní hranici tohoto rozmezí. Důležité je počítat také s potřebnou výší technologické rezervy (Davies, 2005).

4.3.4 Dostupnost živin

Přestože je v odpadních vodách hlavní složkou uhlík, pro zachování optimálních podmínek aktivačního procesu je nezbytné dodávat do systému také další živiny, hlavně dusík a fosfor. Optimální poměr uhlíku, dusíku a fosforu (C : N : P) by měl být okolo 100 : 17 : 5 (avšak v některých zdrojích je uváděna koncentraci také 100 : 19 : 6). Je-li tento poměr zachován, jsou v aktivačním kalu zajištěny ideální podmínky pro růst mikroorganismů (Davies, 2005).

4.3.5 Složení přitékající odpadní vody

Pro správný bakteriální vývoj a růst je dalším velmi důležitým faktorem složení odpadních vod, které do ČOV přitékají. V průmyslových vodách je často obsaženo menší množství mikroorganismů a nemusí také obsahovat dostatečné množství P, N a dalších mikronutrientů. Oproti tomu vody komunální jsou obvykle více komplexní, obsahují větší množství nerozpuštěných látek a mají vyváženější poměr mezi nutrieny a organickou složkou (Škrobánková, 2012).

4.3.6 Působení antimikrobiálních látek

Některé látky, přítomné v odpadní vodě, mají na mikroorganismy nepříznivý vliv v důsledku svého specifického chemického složení. Tyto látky jsou nazývány antimikrobiální a jsou schopné mikroorganismus usmrtit (*mikrobicidní látky*), nebo pouze omezit jeho rozmnožování (*mikrobistatické látky*) (Fečko et al., 2004).

Dle mechanismu účinku můžeme antimikrobiální látky rozdělit na látky poškozující určitou strukturu buňky nebo její funkci, látky působící na mikrobiální enzymy a na látky reagující s DNA. Avšak většina těchto látek nepůsobí úzce specificky a nelze je tedy zařadit do jedné konkrétní skupiny (Fečko et al., 2004).

4.4 Resuscitace poškozených mikroorganismů

Vzhledem k častému vystavení mikroorganismů nepříznivým podmínkám, a samozřejmě také technologiím úpravárenských procesů, bývají často tyto mikroorganismy označovány jako stresované, či poškozené. K tomu dochází, když mikroorganismy za podmínek testu rostou pomalu, nebo téměř vůbec. U buněk, které jsou fyziologicky poškozeny, se nenásledně projevují poruchy struktury nebo poruchy metabolismu a nejsou schopny utvářet typické kolonie na kultivačních médiích (Ambrožová, 2008).

Stresované organismy se často nacházejí ve vodách slaných, chlorovaných a také ve vodách přírodních, znečištěných substancemi těžkých kovů nebo toxickými odpady. Také všechny faktory, jež jsou uvedeny v kapitole 4.3 mají vliv na přítomnost a výskyt stresovaných mikroorganismů (Ambrožová, 2008).

Pro zmírnění nepříznivého vlivu stresovaných mikroorganismů na konečný výsledek mikrobiologického rozboru se provádí tzv. resuscitace. Jedná se o krátkodobou kultivaci za snížené teploty a ve variabilní délce trvání (dle potřeby a podmínek). Obecně existují resuscitační metody pro koliformní bakterie, termotolerantní koliformní bakterie a pro enterokoky. Avšak tyto metody nelze používat jako alternativní metody, jež jsou předepisovány ČSN, lze je pouze zařadit jako paralelní analýzy. V případě chlorovaných vzorků se z důvodu možného výskytu stresovaných organismů přidává do vzorkovnice tetrathionát sodný (Ambrožová, 2008).

5 RESPIRAČNÍ INHIBICE

Jedná se o stav, při kterém dochází k narušení metabolismu určitou toxickou látkou (může se jednat o prací či čisticí prostředek, nebo desinfekci), která je obsažena v odpadní vodě. Přestože jsou mikroorganismy schopny se adaptovat na různé toxické látky, může dojít k tomu, že látka způsobí narušení metabolismu. Dochází ke zpomalení oxidačních procesů a následně také ke snížení přeměny organických látek na CO_2 , H_2O , teplo a energii. V případě, že dojde k vyčerpání organického substrátu, bakterie začnou spotřebovávat vlastní zásobní složky a dochází k zastavení respirace. Tento stav se projeví tak, že čistírna přestane plnit svou funkci. Nastane-li tato situace, mělo by dojít k dodání substrátu do systému, popřípadě také k dodání nové kultury. Následně by čistírna měla opětovně začít pracovat (Pavelek, 2014).

Respirační inhibice se používá k měření toxicity přítoků při vstupu do čistíren odpadních vod. Testuje se inhibice uhlíkatých bakterií, které jsou zapojeny do degradace biologicky rozložitelných organických látek. Metoda tedy vyhodnocuje vliv odpadní vody na mikroorganismy v aktivačním kalu, a to zjištěním respirační rychlosti za předem definovaných podmínek při různých koncentracích toxické odpadní vody (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).

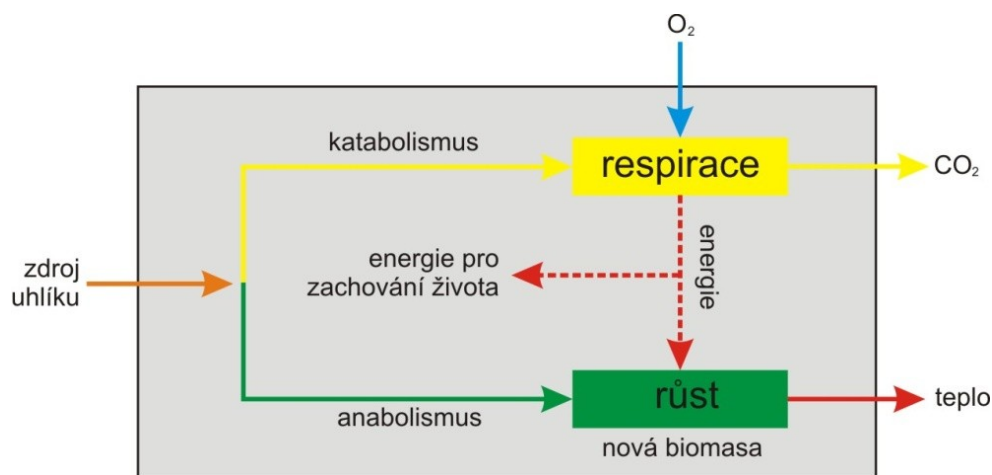
5.1 Respiration

Respiration (neboli biologická oxidace substrátu) je nejdůležitějším metabolickým dějem, který v buňkách probíhá. Jedná se o proces, kterým aerobní a některé anaerobní organismy získávají energii potřebnou k průběhu životních pochodů (Davies, 2005).

Hlavními procesy probíhajícími v metabolismu bakterií, které se týkají biologického čištění odpadních vod, jsou:

- přijímání potravy
- dýchání (respiration)
- růst a rozmnožování

Tyto procesy jsou velmi ucelené a jejich vzájemná návaznost je jasně viditelná na následujícím obrázku (Obrázek 12).



Obrázek 12 Spojitost mezi hlavními procesy metabolismu bakterií (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011)

Tento obrázek (Obrázek 12) znázorňuje proces zpracování přijatého organického uhlíku. Při zpracování podléhá část uhlíku katabolickým procesům, tzn. že se uhlík rozkládá na jednodušší formy pomocí dýchání, a následně vzniká energie a CO_2 . Uhlík, který nebyl v předchozí fázi zpracován, podléhá anabolickým procesům, při kterých z jednodušších látek vznikají látky složité. Při těchto procesech dochází ke zpracování energie a k vzniku tepla a následnému růstu a rozmnožování buněk (Davies, 2005).

Cílem respirace (dýchání) je tedy vznik energie, která je potřebná k růstu bakterií, a následnému zachování jejich životaschopnosti (Davies, 2005).

Tyto tři procesy (příjem potravy, respirace, růst) jsou velmi úzce propojené a žádný z nich nemůže probíhat rychleji, než ty ostatní. Z toho také vyplývá, že měříme-li respirační rychlost, nepřímo tak také zjišťujeme rychlost růstu bakterií a také rychlost spotřeby uhlíku (Davies, 2005).

Výše jmenované procesy rovněž korespondují s třemi hlavními procesy, jež jsou sledovány na čistírnách odpadních vod:

příjem potravy	...	biodegradace
respirace	...	provzdušňování
růst a rozmnožování	...	produkce biomasy

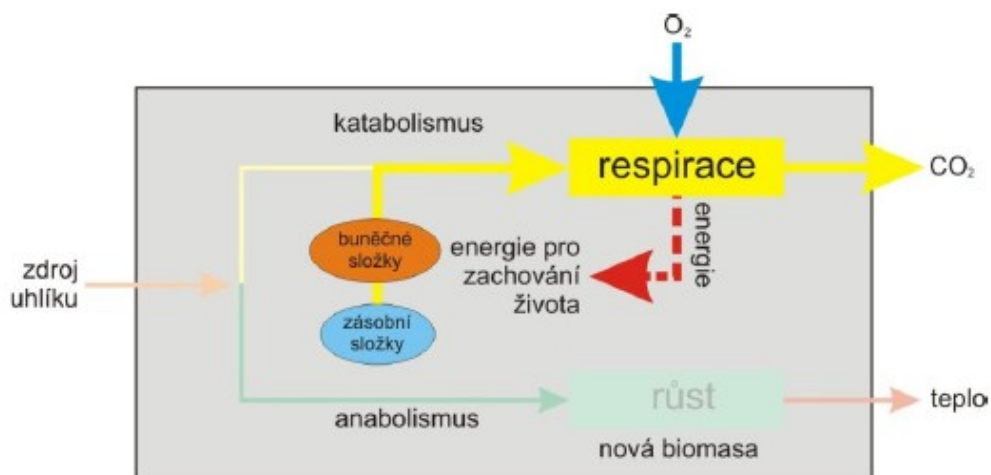
Jedná-li se o aerobní respiraci, konečným příjemcem elektronů a protonů se stává kyslík. Rychlost procesů aerobně respiračních lze u krátkodobých pokusů vyjádřit jako rychlost spotřeby kyslíku, anebo jako rychlost produkce oxidu uhličitého (Davies, 2005).

V důsledku toho můžeme říci, že obecně je respirační aktivita buněk nejčastěji vyjadřována jako spotřeba O_2 za časovou jednotku (Davies, 2005).

Stanovení respirační rychlosti aktivovaného kalu je využíváno ke sledování aktivity mikroorganismů a k následnému určení celkové spotřeby kyslíku, stanovení potřebné oxygennační kapacity a ke sledování adaptace aktivačního kalu na určitý typ substrátu. Toto stanovení lze rovněž využít ke sledování toxických účinků látek a různých přípravků, používaných nejen v domácnosti, na aktivační kal v čistírnách odpadních vod (Davies, 2005).

5.2 Endogenní stav

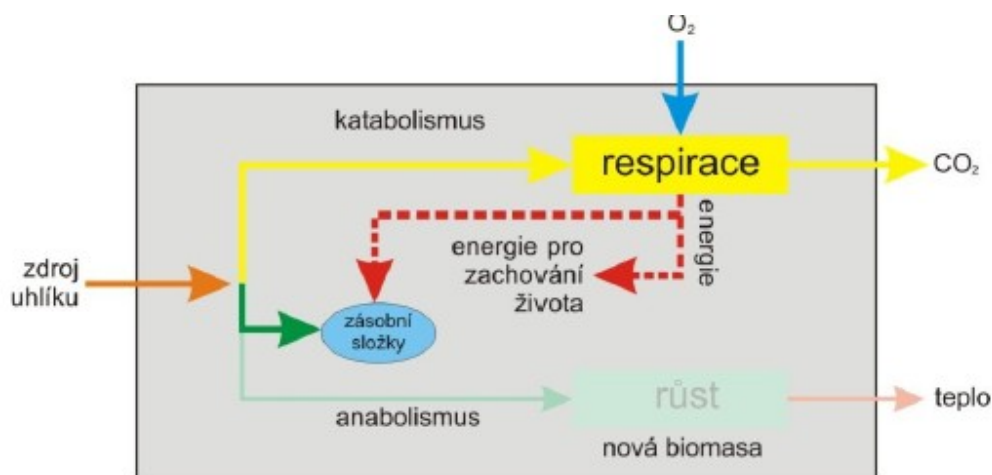
V případě zastavení bakteriálního růstu a současném neomezení průběhu respirace, dochází k endogennímu stavu. Přesně se tento stav nazývá endogenní respirační rychlost. V tomto stavu respirace stále probíhá na velmi nízké úrovni z důvodu zajištění dostatku energie k udržení životaschopnosti bakterií. Dojde-li k vyčerpání zásobních složek, bakterie začnou spotřebovávat své buněčné proteiny a ostatní stavební molekuly. K tomu dochází z důvodu zajištění dostatku uhlíku pro jejich endogenní dýchání (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011). Na následujícím obrázku (Obrázek 13) je zobrazen průběh endogenního dýchání.



Obrázek 13 Endogenní respirační stav (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011)

V konečné fázi dochází ke smrti buňky. Tato buňka se následně otevírá a uvolňuje zbývající vnitřní molekuly. Tím dochází k vytvoření dalšího zdroje uhlíku pro zbývající bakterie (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).

Jakmile je obnoven přísun živin (uhlíku) během endogenní fáze, dojde také ke znovuoobnovení buněčných složek. K tomuto obnovení dojde prvním procesem metabolismu. Tento proces je poté následován rychlým obnovením růstu bakterií a navýšením množství zásobních složek. Tento proces je patrný na následujícím obrázku (Obrázek 14) (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).



Obrázek 14 Znovuoobnovení metabolických procesů buněk po stavu "hladovění" (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011)

5.3 Test respirační inhibice

Test respirační inhibice je používán k posouzení možných nežádoucích účinků chemických látek na systémy čištění odpadních vod. Tato metoda byla používána ke zkoumání vlivu anorganických a organických látek na velikost respirační inhibice aktivačního kalu (Klečka et al., 1985).

5.4 Metody testování respirační inhibice

Nejčastěji jsou používány dva druhy testů biotoxicity pro hodnocení – *Respirometry test* a *Vibrio Fischeri test*. Respirometrie se měří pomocí respirometru Sthrattox. Tato metoda zahrnuje měření 5 vzorků s různými koncentracemi odpadní vody, které se následně porovnávají s respirací kontrolního vzorku aktivovaného kalu. Luminiscenční test *Vibrio Fischeri* pro inhibici bývá často prvním zvoleným testem, a to kvůli rychlosti a také ceně. Testovací protokol u této metody je velmi jednoduchý a používá se u výluhů a vodných vzorků (Hartmann et al., 2013; Parvez, et al., 2006)

6 VLIV VYBRANÝCH DETERGENTŮ NA AKTIVAČNÍ KAL

V souvislosti se složením odpadních vod, které přitékají na ČOV, jsou celkové látky v nich obsažené tvořeny přibližně z 50 % organickými látkami a z 50 % látkami anorganickými. Stejně tak, jako během dne a týdne kolísá množství vod, kolísá také složení odpadních vod, které na ČOV přitékají (Pitter, 2015).

Ve všech průmyslových a odpadních vodách jsou přirozeně přítomny xenobiotické organické materiály. Dále v nich mohou být přítomny také bioaktivní farmaceutika, která mohou narušovat funkci endokrinního systému, ftalátová změkčovadla a další toxické látky. U většiny těchto látek dojde při kontaktu s bakteriemi v aktivačním kalu k pohlcení anebo k jejich rozkladu, ale některé látky mohou zůstat nedotčeny (Škrobánková, 2012).

6.1 Toxicita a její druhy

Toxicita je míra, do jaké může mít látka, nebo kombinace látek, negativní účinky na lidský organismus, zvířata a přírodu (Ecology Dictionary, 2008).

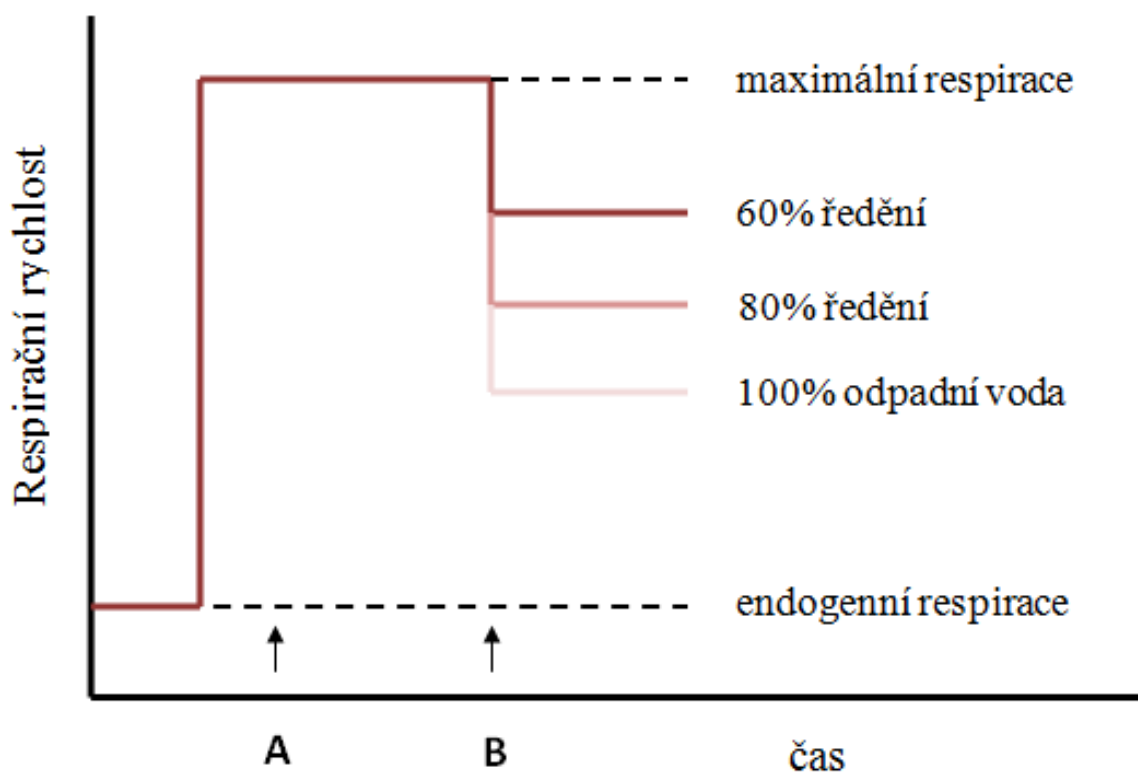
Akutní toxicita je způsobena působením škodlivých látek na organismus, a to jednorázově, nebo krátkodobou expozicí, která není delší, než 15 dní. Chronická toxicita je schopnost látky způsobit škodlivé účinky po delší době expozice, nebo po dlouhodobém pravidelném vystavení této látce. Toto působení může trvat po celý život organismu. Subchronická toxicita je schopnost látky způsobovat škodlivé účinky po vystavení delším, než je jeden rok, ale kratším, než je celý život organismu (Peake et al., 2016; Ecology Dictionary, 2008).

6.2 Vliv toxických látek na metabolismus mikroorganismů

Toxické látky obsažené v odpadních vodách mohou ovlivnit bakteriální metabolismus a následně inhibovat jeden, či více, enzymů, jež jsou zapojeny do katabolických nebo anabolických reakcí. Dojde-li k ovlivnění katabolické reakce metabolismu, je snížena respirační rychlost a produkce energie a následně tedy také bakteriální růst. Dojde-li k inhibování anabolické reakce biosyntézy, sníží se bakteriální růst, to je doprovázeno prudkým poklesem respirační rychlosti a omezením potřeby energie (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).

Každá toxická látka inhibuje všechny tři procesy (příjem potravy, respirace, růst a rozmnožování) stejně. Právě z tohoto důvodu se při zjišťování toxicity měří respirační inhibice. S rostoucí koncentrací toxické odpadní vody roste také inhibice, a zároveň klesá respirační rychlost (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).

Na následujícím obrázku (Obrázek 15) je znázorněna změna respirační rychlosti po přidání přebytku živin (A) a tří odlišných koncentrací znečištěné (toxické) odpadní vody (B). Na obrázku je jasně patrné, že při vyšší koncentraci toxické vody dochází k větší inhibici. Zároveň dochází k poklesu respirační rychlosti.



Obrázek 15 Změna respirační rychlosti po přidání toxické odpadní vody o různých koncentracích (podle Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011)

6.3 Organické polutanty

Organické látky, které se ve vodách vyskytují, mohou být buďto přírodního anebo antropogenního původu. Mezi přírodní organické znečištění vod patří výluhy z půdy a sedimentů, které zahrnují půdní a rašelinový humus a výluhy z listů a tlejícího dřeva. Dále lze do této skupiny zařadit také produkty životní činnosti rostlin, živočichů a bakterií. Většinou se jedná o látky biogenního původu, především o látky huminové (Pitter, 2015).

Natural occurring organic matter, zkratka NOM, je často v literatuře využívané pojmenování pro přírodní organické látky obsažené v podzemních a povrchových vodách. Dále je také často používáno označení DOM, což je zkratka pro dissolved organic matter, tedy pro rozpuštěné přírodní organické látky. Jedná se o směs různých látek, ve kterých jsou převážně zastoupeny huminové kyseliny, fulvinové kyseliny, nízkomolekulární organické látky, sacharidy a další (Pitter, 2015).

Velké množství organických látek antropogenního původu obsažených ve vodách pochází ze splaškových a průmyslových odpadních vod. Rovněž mohou pocházet ze zemědělství a jím produkovaných odpadů, ze skládek a z úpravy vod pomocí chlorace (Pitter, 2015).

Z vodohospodářského a hygienického hlediska je nutné od sebe rozlišovat organické látky, které podléhají biologickému rozkladu ve vodách, nebo při jejich čištění, a látky, které jsou biochemicky rezistentní, což znamená, že jsou těžko biologicky rozložitelné. Biochemicky rozložitelné látky se mohou hromadit v půdě a v hydrosféře, a jelikož podléhají biologickým procesům jen velmi pomalu, mohou přecházet až do pitné vody. Jedná se především o látky, jakými jsou některé pesticidy, tenzidy, polyaromatické uhlovodíky a podobně (Pitter, 2015).

6.3.1 Tenzidy

Tenzidy jsou povrchově aktivní látky (PAL). Jedná se o organické látky, které jsou schopny se hromadit na fázovém rozhraní a snižovat tak mezifázovou energii soustavy. K tomuto hromadění dochází již za nízkých koncentrací (Šmidrkal, 1999).

Vykazují povrchovou aktivitu, kterou vizuálně vnímáme jako pění jejich vodných roztoků. Jsou hlavní součástí (aktivní složkou) čistících, mycích, pracích a pěnících prostředků a některých detergentů (Pitter, 2015).

Existují také tenzidy přírodního původu, tzv. **biotenzidy**. Ty jsou syntetizované bakteriemi, houbami a kvasinkami během růstu na různých substrátech. Mají velký význam z vodohospodářského hlediska a to při tvorbě biologických pěn při čištění odpadních vod s aktivací. Rozdíl mezi pěnou biologického původu a pěnou vzniklou při vyšších koncentracích tenzidů je ten, že přírodní pěny jsou mnohem stabilnější a lze je jen velmi obtížně „rozrazit“ sprchováním (Pitter, 2015).

Z chemického hlediska tenzidy dělíme na aniontové, kationové, neiontové a amfolytické. Popis jednotlivých skupin a jejich vlastností je uveden níže.

Aniontové tenzidy

Jedná se o největší skupinu povrchově aktivních látek představující 70 – 75 % celkové světové spotřeby. V roce 2000 na tyto tenzidy připadalo 70 % celkové hmotnosti všech vyprodukovaných tenzidů. Vzhledem k nízkým nákladům na výrobu se používají v mnohem větším množství, než všechny ostatní skupiny (Štefka, 2016).

Nejstarším a nejdéle používaným aniontovým tenzidem je mýdlo. Jedná se o sodnou sůl mastných kyselin a je obsaženo, mimo jiné, jako vedlejší tenzid v práškové formě prostředků na praní (Šmidrkal, 1999). Ve vodném roztoku s ionty vápníku a hořčíku tvoří mýdlo málo rozpustné sloučeniny. Z vodohospodářského hlediska je nezávadné (Pitter, 2015).

Kationové tenzidy

Tyto tenzidy mají především dispergační a mikrobicidní účinky a proto se používají jako antiseptika a dezodoranty. Bývají rovněž součástí některých aviváží používaných v textilním průmyslu a v domácnostech (Pitter, 2015).

Neiontové tenzidy

Tyto tenzidy ve vodném roztoku nedisociují. Jejich rozpustnost je dána přítomností funkční skupiny v molekule, která má k vodě vysokou afinitu (Štefka, 2016). Asi největší význam mají alkylnepolyglykosidy – jsou to neiontové tenzidy na bázi polyhydroxysloučenin a jsou biologicky poměrně dobře rozložitelné. Mají univerzální použití (Pitter, 2015).

Amfolytické tenzidy

Jsou charakteristické přítomností dvou hydrofilních skupin, kyselé a zásadité. Díky tomu mají molekuly amfoterní charakter. V kyselém prostředí se projevují jako kationtové tenzidy a v zásaditém prostředí naopak jako aniontové tenzidy (Pitter, 2015).

Mají velmi dobré prací a čistící schopnosti a proto jsou používány v kosmetickém průmyslu, jako aviváže a také jako antistatické prostředky s mikrobicidními účinky (Pitter, 2015).

Vliv tenzidů na organismus

Dlouhodobá expozice organismu povrchově aktivním látkám může mít za následek vznik alergií. Dalším následkem může být také astma anebo poškození oční sliznice (tzv. suché oči) (Štefka, 2016).

Karcinogenita tenzidů nebyla zatím prokázána. Žádná ze studií, které na toto téma proběhly, nezaznamenala zvyšující se karcinogenní účinky při vystavení tenzidům (Štefka, 2016). Toxicky se projevují především tenzidy kationové, které slouží jako desinfekční prostředky (Pitter, 2015).

6.3.2 Detergenty

Jedná se o směs tenzidů a dalších látek. Tyto látky mají detergenční vlastnosti, což znamená, že jsou schopny převádět nečistoty z pevného povrchu do objemové fáze roztoků. Pro výrobu detergentů se používají tenzidy, které jsou tvořeny jako směsí velkého množství organických a anorganických sloučenin (Šmidrkal, 1999).

V minulosti byl používán také název syndet, což je zkratka pojmenování syntetických detergentů. Jednalo se o detergenty, které obsahovaly syntetické tenzidy. Byly tak pojmenovány z důvodu odlišení od detergentů, které obsahovaly jako tenzid pouze sodnou sůl mastných kyselin (mýdlo) (Šmidrkal, 1999).

Za detetergenty jsou, kromě přípravků obsahujících povrchově aktivní látky a určených na praní nebo čištění, považovány také avivážní přípravky a pomocné mycí přípravky (Pitter, 2015).

6.4 Anorganické polutanty

Koncentrace rozpuštěných anorganických látek ve vodách patří mezi základní ukazatele jakosti různých druhů vod. V odpadní vodě mohou být přítomny také závadné látky. Jedná se o látky, které svou přítomností mohou ohrozit jakost povrchových, podzemních a odpadních vod. Dělíme je na látky nebezpečné a na látky zvláště nebezpečné (Pitter, 2015).

Mezi nebezpečné látky patřící k anorganickým látkám řadíme kovy, polokovy a jejich sloučeniny, anorganické sloučeniny fosforu, fluoridy, látky s nepříznivým účinkem na kyslíkový režim (zde patří hlavně amonné soli a dusitany) a také kyanidy. Do skupiny zvláště nebezpečných látek z hlediska odpadních vod patří látky, které vykazují karcinogenní, mutagenní a teratogenní vlastnosti ve vodném prostředí, dále rtuť a její sloučeniny a kadmium a jeho sloučeniny. K vypouštění odpadních vod s obsahem zvláště nebezpečných látek do kanalizace je vždy potřeba mít povolení vodoprávního úřadu (Pitter, 2015).

Vzhledem k zaměření diplomové práce byly pro podrobnější charakteristiku vybrány látky přímo související s tématem (fosforečnany a dusitany).

6.4.1 Fosfor a jeho sloučeniny

Fosfor patří mezi nejdůležitější makrobiogenní prvky. Je důležitý pro přenos energie v buňkách a také je součástí ATP (adenosintrifosfátu). Dvě nejčastější formy fosforu jsou bílý a červený fosfor. Bílý fosfor může při kontaktu s pokožkou způsobovat těžké popáleniny, červený fosfor je netoxický (Periodic Table, 2017).

Za přírodní zdroj fosforu ve vodách je považováno rozpouštění a vyluhování některých druhů půd, minerálů a zvětralých hornin. Do geochemického oběhu je fosfor začleňován jak zvětráváním hornin vyvěřelých, tak zvětráváním hornin metamorfovaných (Pitter, 2015).

Antropogenními zdroji anorganického fosforu ve vodách jsou převážně prací, čistící mycí a odmašťovací prostředky. Dalšími zdroji jsou také fosforečná hnojiva a živočišný odpad (Pitter, 2015).

Všechny sloučeniny fosforu mají podstatnou úlohu v přírodním koloběhu látek. Jsou nepostradatelné pro nižší, ale také vyšší organismy, při procesu přeměny na organicky vázaný fosfor. Po jejich úhynu a následném rozkladu se fosforečnany dostávají zpět do prostředí (Pitter, 2015).

Výskyt fosforu a jeho sloučenin ve vodách

Fosfor je prvkem, který se ve vodách vyskytuje jako součást anorganických a organických sloučenin. Jako anorganické formy se nejčastěji vyskytují polyfosforečnany a ortofosforečnany (jsou nejčastější formou výskytu). Významně se podílí na eutrofizaci vod. Také z toho důvodu je sledovaná jako „celkový fosfor“ (IRZ).

Celkový fosfor, který je ve vodách obsažen, se dělí na fosfor rozpuštěný a nerozpuštěný. Dále byl zaveden také termín biologicky dostupný fosfor (neboli využitelný). Vzhledem k tvorbě málo rozpustných fosforečnanů s vápníkem, hořčíkem, železem atp. se ve vodách fosforečnany vyskytují jen ve velmi malých koncentracích, většinou pod 1 mg/l (Pitter, 2015).

Jak již bylo zmíněno na začátku, význam fosforu je klíčový pro eutrofizaci povrchových vod. Fosforečnany se významně uplatňují při růstu řas a sinic ve vodě. Z důvodu zvýšeného výskytu těchto organismů ve vodních nádržích během letního období byl omezen obsah fosforu ve všech pracích prostředcích využívaných v domácnostech na maximální množství 0,5 % (Pitter, 2015).

Asi nejhoršími sloučeninami fosforu z hlediska čištění odpadních vod jsou polyfosforečnany, které narušují proces úpravy odpadních vod a jejich čištění koagulací. Pro správný průběh koagulace je nutné používat zvýšené množství koagulačních činidel (Pitter, 2015).

Co se týče hygienického významu fosforečnanů ve vodách, jsou zdravotně nezávadné a nejsou sledovány v požadavcích na jakost pitné vody (Pitter, 2015).

6.4.2 Dusík a jeho sloučeniny

Dusík, stejně tak jako fosfor, patří mezi nejpodstatnější makrobiogenní prvky. Náleží ke skupině nutrientů a je nezbytný pro správný vývoj mikroorganismů (Periodic Table, 2017). Rovněž je uplatňován při veškerých biologických procesech, které probíhají

v povrchových, podzemních a v odpadních vodách, ale také při biologických procesech čištění odpadních vod a při její úpravě (Pitter, 2015).

Přírodním zdrojem dusíku je rozklad organických dusíkatých látek živočišného, ale také rostlinného, původu (IRZ). Významným zdrojem dusíku jsou splaškové odpadní vody, dusíkatá hnojiva a odpady ze zemědělství. Avšak nezanedbatelnými zdroji jsou také odpady z živočišné výroby, splachy ze zemědělsky obdělávaných půd a průmyslové odpadní vody (Pitter, 2015).

Oxidy dusíku vznikají jako vedlejší produkty při spalování, ale například také při úderu blesku. Jejich reakcemi v ovzduší následně vznikají dusitany a dusičnany (IRZ).

Anorganicky vázaný dusík je řazen mezi významné ukazatele znečištění povrchových a odpadních vod. Jeho hlavními formami je dusík amoniakální, dusitanový a dusičnanový. Další významnou anorganickou formou jsou volné kyanidy (Pitter, 2015).

Nejdůležitější biochemickou přeměnou anorganického dusíku je proces nitrifikace, během které probíhá oxidace amoniakálního dusíku na dusitany a dusičnany, a proces denitrifikace, což je proces redukce dusičnanů na molekulový dusík (Pitter, 2015).

Vliv dusíku a jeho sloučenin na organismus a životní prostředí

Dusitany ve vyšších koncentracích reagují s hemoglobinem na methemoglobin a způsobují tzv. methemoglobinaemii (celým názvem dusičnanová alimentární methemoglobinaemie). Dochází k omezení schopnosti hemoglobinu přenášet kyslík. V případě lehké formy se onemocnění projeví zbarvením kůže na konečcích prstů a okolo úst do šedomodra a dojde ke zrychlení srdeční činnosti. Při těžších formách se mohou vyskytnout také křeče a průjem. Většinou dojde k postupnému ústupu příznaků po výměně vody, avšak při mimořádně vysokých koncentracích a hlavně u kojenců může dojít až ke smrti (Pitter, 2015).

Značně toxické jsou sloučeniny dusíku také pro ryby. Nejtoxičtější je pro ně amoniakální dusík. Avšak jeho toxicita je přímo závislá na obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodách. Při vyšších koncentracích kyslíku jsou ryby podstatně odolnější. Rovněž působí na ryby toxicky také dusitany, které mohou způsobovat jejich masový úhyn (Pitter, 2015).

Dusičnany jsou pro ryby jen velmi slabě jedovaté. Avšak patří mezi významné nutrienty a nepříznivě ovlivňují eutrofizaci vod (Pitter, 2015).

Výskyt ve vodách

Amoniakální dusík se ve vodách vyskytuje jako volný molekulární. Jelikož je těkavý, lze snadno dosáhnout jeho odstranění pomocí provzdušňování. Tento proces bývá využíván při odstranění amoniakálního dusíku z odpadních vod (Pitter, 2015).

Z hygienického hlediska je velmi významným právě amoniakální dusík. Je jedním z primárních produktů rozkladu organických dusíkatých látek, a proto funguje jako indikátor znečištění podzemních vod (Pitter, 2015).

Zvyšování množství dusíkatých (ale také fosforečných) látek často vede k přemnožení řas a sinic ve vodách. Díky zvýšené koncentraci těchto látek dochází k eutrofizaci vod (IRZ).

6.5 Těžké a toxické kovy

Pojem „těžké kovy“ není v literatuře vysvětlován zcela jednoznačně. Obecně platí, že těžké kovy tvoří skupina přibližně 40 prvků, které mají větší hustotu, než 5 g/cm^3 . Do této skupiny látek však patří také některé amfoterní prvky (selen a arsen), které mají shodné toxické působení (Raclavský et al., 2005). Tato definice rovněž neuvažuje existenci v minulosti používaných organokovových sloučenin, přestože mnohé z nich stále nalézáme v životním prostředí. Vhodnějším názvem pro tuto skupinu látek je označení „kovy toxické“ (Víden, 2005).

V současné době je věnována zvýšená pozornost těžkým kovům, kvůli nepříznivým účinkům na zdraví člověka. Dochází k jejich ukládání uvnitř organismů. Zasažené organismy je ve větší míře hromadí, na místo toho, aby je vyloučily. Toxicita těžkých kovů způsobuje kontaminaci povrchových a podzemních vod, půdy a potravin, které se na ní pěstují (Saad, 2018).

Antropogenními zdroji těžkých kovů v přírodě je převážně spalování fosilních paliv, těžba a emise z provozu s tím spojené. Dalšími významnými zdroji jsou hnojiva, pesticidy, komunální a průmyslové odpady a průmyslově vyráběné chemické látky (Saad, 2018). Zdrojem těžkých kovů mohou být také kaly z čistíren odpadních vod (Raclavský et al., 2005).

Mezi toxické kovy, které se ve vodách vyskytují, patří zejména Hg, Cd, Pb, As, Se, Cr, Ni, Be, Ag a Sb (Pitter, 2015). Přítomnost toxických kovů ve vodním prostředí má

negativní dopad na vodní zdroje a životní prostředí jako celek. Za nejnebezpečnější toxické kovy pro životní prostředí jsou považovány rtuť, kadmium, arsen a olovo (Saad, 2018).

Tyto prvky inhibují růst organismů a také nepříznivě ovlivňují činnost jejich enzymů. Díky tomu dochází k ovlivnění samočisticích procesů v přírodních vodách a rovněž jsou ovlivněny také aerobní a anaerobní biologické procesy na čistírnách odpadních vod (Pitter, 2015).

Toxicita těchto kovů závisí na teplotě, pH a také na celkovém složení vody. Toxicky působí většinou jednoduché iontové formy. Z tohoto důvodu dochází ke snižování toxicity ve velmi mineralizovaných nebo organicky znečištěných vodách při tvorbě komplexních forem (Pitter, 2015).

Na lidské zdraví působí většinou až po dlouhou expozici. Nebezpečné jsou zejména pro děti a těhotné ženy (Arnika, © 2014).

V průběhu biologického čištění odpadních vod v ČOV dochází k adsorpci kovů a polokovů na biologický kal. Účinnost odstraňování těchto kovů na čistírnách se pohybuje v rozmezí 20 % – 90 % a je závislá na hodnotě pH, chemických vlastnostech vody, koncentraci kovu a také na technologických parametrech čistírny (Pitter, 2015). V následující tabulce (Tabulka 2) je uvedeno množství vybraných toxických kovů v čistírenském kalu ÚČOV Ostrava v uplynulých letech.

Tabulka 2 Obsah vybraných toxických kovů a polokovů v sušině kalu ÚČOV Ostrava (uvedeno v kg) (dle E-PRTR)

Prvek	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
As	20	9	-	60	-	-	-	-	-
Cd	8	8	-	-	6	6	13	-	-
Cr	168	353	518	128	167	125	-	120	163
Cu	269	452	679	752	334	686	-	-	-
Hg	34	19	11	19	10	6	13	10	9
Ni	1550	800	5 740	939	454	437	-	-	-
Pb	1010	2 770	2 880	-	-	94	-	117	196
Zn	4710	6 420	4 980	5 070	1 000	1 250	-	-	1 340

6.5.1 Vliv toxických kovů na organismus

Toxické kovy mohou být příčinou akutních anebo chronických onemocnění člověka a zvířat. Z důvodu nízkých koncentrací kovů ve vodách jsou větší hrozbou onemocnění chronická, způsobená dlouhodobým působením menšího množství toxických kovů (Pitter, 2015).

Nejtypičtějším příkladem kontaminace pitné vody toxickými kovy je kontaminace olovem v Lipsku (došlo k ní ve třicátých letech). Dále pak kontaminace vody a ryb rtuť, ke které došlo v Japonsku (viz. následující kapitola) a kontaminace vody kadmii, ke které došlo rovněž v Japonsku (viz. kapitola 6.5.3) (Pitter, 2015).

Předmětem této diplomové práce nebylo zkoumání obsahu těžkých kovů v prostředcích do myček nádobí. Nicméně těžké a toxické kovy také značně ovlivňují respirační inhibici aktivačního kalu a z toho důvodu byla do práce zařazena jejich zkrácená charakteristika.

6.5.2 Rtuť

Rtuť je jediný kov, který se za normálních podmínek vyskytuje v tekutém skupenství. Snadno tvoří slitiny (amalgámy) s téměř všemi běžnými kovy (IRZ)

Významným zdrojem rtuti v povrchových vodách jsou atmosférické vody, jež byly kontaminovány spalováním fosilních paliv. Sloučeniny rtuti jsou rovněž obsaženy v některých průmyslových odpadních vodách (Pitter, 2015).

Za nezanedbatelný zdroj rtuti jsou považovány také některé fungicidy a konzervační prostředky. Jejich složení bývá založeno na organortuťnatých sloučeninách. Vzhledem k vysoké toxicitě jsou preparáty tohoto typu postupně zakazovány, tudíž dochází k postupnému snižování počtu zdrojů kontaminace (Pitter, 2015).

Díky schopnosti transportu na velkou vzdálenost a také díky bioakumulačnímu potenciálu rtuti a jejích sloučenin je považována za celosvětově významnou znečišťující látku (E-PRTR).

Vliv rtuti na organismus a životní prostředí

Rtuť patří mezi toxické prvky. Dříve bylo těchto účinků využíváno při tvorbě baktericidních a fungicidních přípravků. V dnešní době bývá využívána v analytice vody jako inhibitor růstu bakterií (Pitter, 2015).

Nebyly prokázány karcinogenní účinky elementární rtuti u člověka, ani zvířat. Toxicita jejích jednotlivých sloučenin se odvíjí od jejich rozpustnosti ve vodě (Agency for Toxic Substances & Disease Registry, 2011).

Nejnebezpečnější pro lidský organismus jsou organické sloučeniny rtuti, především dimethylrtuť. Tyto sloučeniny se dobře akumulují v organismech a následně dochází k jejich přenosu v potravním řetězci (Arnika, © 2014).

Jedná se o silný nervový a ledvinový jed. Do lidského organismu se rtuť téměř vždy dostává prostřednictvím zažívacího traktu. Následně dochází ke kumulaci jejích sloučenin v játrech, ledvinách a také v mozku. Při otravě, která je způsobena vyššími koncentracemi rtuti, dochází k vážným poruchám centrální nervové soustavy a následkem může být také úplné ochrnutí (Pitter, 2015). Vdechování par rtuti a methylrtuti je pro organismus mnohem škodlivější, než inhalace jiných forem (E-PRTR).

Rtuť má jeden z nejvyšších akumulčních koeficientů. Při otravách rtutí v zálivu Minamata v Japonsku (odtud název „minamatská nemoc“), byla v mořské vodě zjištěna relativně nízké koncentrace rtuti, pouze okolo 0,1 – 1,0 µg/l. Ale v rybím masu byla nalezena rtuť o koncentraci 50 mg/kg. Oproti tomu u ryb, jejichž organismus nebyl vystaven antropogennímu znečištění rtutí, byla tato koncentrace nanejvýš v desetinách mg/kg (Pitter, 2015).

V životním prostředí rtuť setrvává po poměrně dlouhou dobu. Při navázání se na malé půdní částice se ukládá na povrchu sedimentů a půd a následně přechází do podzemních vod. Ve vodním prostředí dochází k jejímu usazování na dně (IRZ).

Výskyt rtuti ve vodách

Sloučeniny rtuti vyskytující se ve vodách podléhají změnám chemickým i biochemickým. Docházet může jak k oxidaci, tak k redukci, a transformace anorganicky vázané rtuti na organickou může probíhat také opačně (Pitter, 2015).

Ve vodě se vyskytuje především rtuť elementární. Tuto formu rtuti je relativně snadné z vody odstranit pomocí provzdušňování. Takovéto ztráty rtuti odvětráváním jsou významné hlavně v anoxických anebo anaerobních podmínkách (Pitter, 2015).

V pitné vodě v ČR je výskyt rtuti limitován nejvyšší mezní hodnotou 1,0 µg/l (Pitter, 2015).

6.5.3 Kadmium

Jedná se o stříbrný, měkký, kujný a tažný kov, přirozeně se vyskytující v zemské kůře (Periodic Table, 2017). Vzhledem k vzájemné chemické podobnosti často doprovází zinek v jeho rudách. Při jejich zpracovávání následně kadmium přechází do odpadních vod a také do atmosféry (Pitter, 2015).

Jeho velmi významným antropogenním zdrojem jsou fosforečnanová hnojiva, která mohou obsahovat až 170 mg/kg Cd. Dalším zdrojem je používání čistírenských kalů v zemědělství. Avšak vysoký obsah tohoto prvku v některých kalech může být důvodem k zakázání jejich využívání (Pitter, 2015).

Bylo prokázáno, že kadmium se nejčastěji dostává do prostředí díky atmosférické depozici. S tím souvisí také uvolňování kadmia prostřednictvím odpadní vody z galvanického pokovování, spalováním plastových obalů a spalováním fosilních paliv (Pitter, 2015).

Vliv kadmia na organismus a životní prostředí

Kadmium nenáleží do skupiny esenciálních prvků. Naopak, je pro organismy velmi jedovaté a mezi kovy je zařazeno jako druhý nejtoxičtější prvek (první je rtuť). Ve velkém množství se kumuluje v biomase, plaveninách a také v sedimentech a setrvává velmi dlouho v těle. Má schopnost zesilovat účinky jiných kovů, hlavně Zn a Cu (Pitter, 2015).

Pro lidský organismus je velmi nebezpečné. Jedná se o karcinogen, také je teratogenní (poškozuje plod). Výrazně poškozuje ledviny, může způsobovat značné dýchací problémy, až rakovinu plic a také rakovinu prostaty. Dále značně poškozuje játra, kosti, plíce, nervovou soustavu, trávicí systém a narušuje působení hormonů (Agency for Toxic Substances & Disease Registry, 2011). Při chronickém vystavení kadmiu je pravděpodobný vznik poškození srdce a imunitního systému (IRZ).

Detoxikace je velmi pomalá a nebezpečná kvůli hrozbě chronických otrav. Onemocnění způsobené kadmii je nazýváno itai-itai a bylo poprvé popsáno v Japonsku v roce 1969. Dochází při něm k dekalifikaci kostí a následně ke zpomalení růstu a zkracování kostí (Pitter, 2015).

Výskyt kadmia ve vodách

Koncentrace rozpuštěného kadmia v povrchových vodách bývají značně ovlivněny adsorpcí a desorpcí kadmia na říčních sedimentech. Sorpční mohutnost sedimentů závisí na obsahu huminových látek. Z organických komplexů se právě v komplexech s těmito látkami kadmium nejčastěji vyskytuje. Kadmium ve vodách se také často vyskytuje jako prvek doprovázející zinek, ale v mnohem nižších koncentracích (Pitter, 2015).

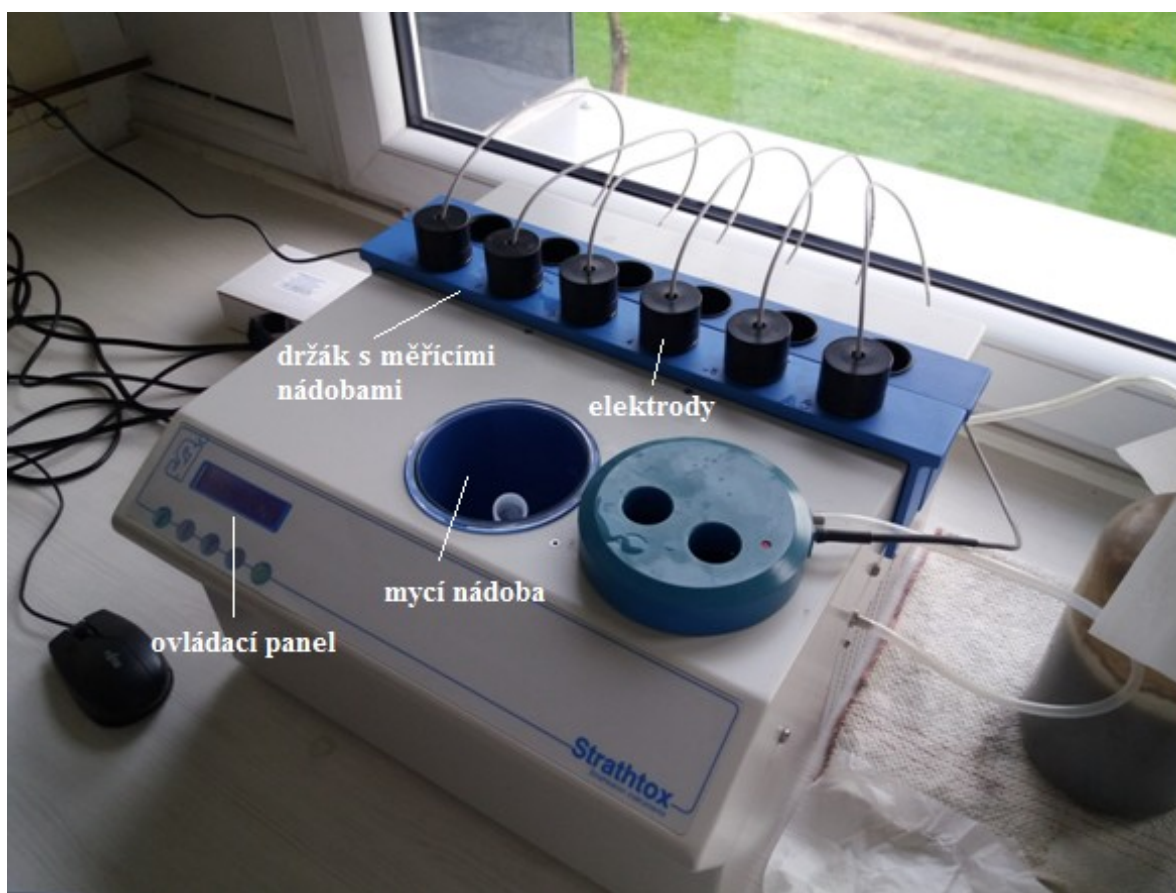
Pro vodní organismy je velmi toxické. Negativně působí na zooplankton a ryby, a to již při velmi nízkých koncentracích. Jeho toxicita závisí na formách, ve kterých se ve vodách vyskytuje. A proto se působení i přípustná koncentrace značně liší v závislosti na složení vody. Toxicky působí hlavně jednoduchý ion kadmia (Pitter, 2015).

V pitné vodě v ČR je jeho výskyt limitován hodnotou 5 µg/l (Pitter, 2015).

7 PRAKTICKÁ ČÁST

Cílem praktické části této diplomové práce bylo měření respirační rychlosti a respirační inhibice u vzorků prostředků do myček na nádobí a jejich vliv na mikroorganismy obsažené v aktivačním kalu vybraných čistíren odpadních vod. Pro porovnání byly vybrány čistírny ÚČOV Ostrava (zde je aktivační kal ovlivňován přítokem průmyslových odpadních vod) a ČOV Michálkovice (zde jsou přiváděny pouze komunální odpadní vody). Obě tyto čistírny patří společnosti OVAK, a.s. Následně byly naměřené výsledky vzájemně srovnány a vyhodnoceny.

Jako vhodná metoda ke zjištění požadovaných údajů byla vybrána metoda měření respirační inhibice mikroorganismů v aktivačním kalu. Pro účely této diplomové práce byla měření prováděna na respirometru Strathtox od společnosti Strathkelvin Instruments (Obrázek 16).



Obrázek 16 Respirometr Strathtox (Klimantová, 2017)

Vybraná metoda vyhodnocuje vliv testovaného vzorku (v tomto případě vliv roztoků prostředků do myček na nádobí) na mikroorganismy v aktivačním kalu. Vyhodnocení probíhá zjištěním respirační rychlosti u roztoků o různých koncentracích za předem definovaných podmínek (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).

Jako další krok byla zvolena doplňující měření, která následně napomohla k vyhodnocení výsledků u vybraných vzorků. Vzorky k dalšímu měření byly vybrány dle hodnot toxicity zjištěných během měření respirační inhibice. U těchto vzorků bylo měřeno pH, konduktivita, množství ortofosforečnanů PO_4^{3-} a celkový fosfor.

7.1 Princip měření respirační inhibice

Pomocí přístroje Strathtox lze respirační inhibici měřit dvěma způsoby:

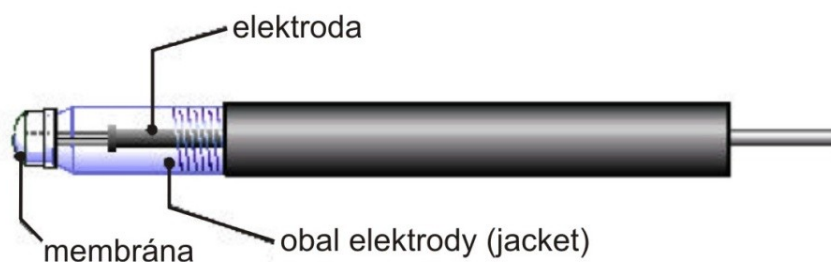
Test respirační inhibice měří respirační inhibici, jež je způsobena pěti různými koncentracemi vzorku odpadní vody (roztoků prostředků do myček nádobí) v porovnání s respirací slepého vzorku (kontrolního vzorku aktivačního kalu). Toxicita vzorků je vyjádřena pomocí EC_{50} , EC_{20} a EC_{10} . Jedná se o koncentrace odpadní vody, která způsobuje 50%, 20% anebo 10% inhibici (snížení) respirační rychlosti (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).

Test procentní respirační inhibice je druhým možným způsobem měření. Měří porovnání respirační inhibice 5 různých vzorků o totožné koncentraci, v porovnání s respirací kontrolního vzorku aktivačního kalu (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).

Pro účely této diplomové práce bylo měření prováděno prvním způsobem, a to pomocí testu respirační inhibice.

7.1.1 Mikrokatodové kyslíkové elektrody

K měření respirační inhibice na přístroji Sthrathox slouží šest mikrokatodových elektrod. Předností těchto elektrod je malá velikost a jejich vysoká přesnost (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011). Nákres elektrody a popis jejích částí je zakreslen na následujícím obrázku (Obrázek 17).



Obrázek 17 Popis mikrokatodové kyslíkové elektrody Strathtox (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011)

Jackets, což je jiný název pro obal elektrod, jsou opatřeny polypropylénovými membránami. Vzhledem k těmto membránám je nutností neustálé provzdušňování aktivačního kalu v průběhu testování. Všechny elektrody jsou umístěny ve speciálním stojanu, který umožňuje kontakt testovaného média pouze s jejich membránami (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).

7.2 Postup měření respirační inhibice

Prvním krokem byl odběr aktivačního kalu z aktivačních nádrží na ÚČOV Ostrava a ČOV Michálkovice. Tyto odběry bylo nutné provádět vždy těsně před měřením, aby byl aktivační kal čerstvý a nedošlo ke znehodnocení měření. Během převozu byl kal provzdušňován.

Po příjezdu do laboratoře byl kal připojen na externí aerátor a proběhla příprava přístroje a kalibrace elektrod. Tato příprava byla provedena dle návodu uvedeného v Metodice pro stanovení respirační inhibice aktivačního kalu (Škrobánková H., Škrobánková S., 2011). V nabídce přístroje byl vybrán požadovaný test (v tomto případě Run test) a byla provedena kalibrace elektrod. HIGH POINT kalibraci elektrod bylo nutno provádět každý den před začátkem měření a velmi důležité bylo zachování neměnných podmínek pro měření. V případě ZERO kalibrace stačilo provádět kalibraci jedenkrát týdně.

Bylo nutné přístroj Sthrathox nevypínat, a to ani po ukončení měření, z důvodu zachování polarizace elektrod. V případě vypnutí, nebo použití zcela nového přístroje, by bylo potřeba nově provádět kalibraci, a to až jednu hodinu po zapnutí.

Po provedení kalibrace elektrod byl na přístroji vybrán Test respirační inhibice, kterým je měřena respirační inhibice způsobená pěti různými koncentracemi vzorku odpadní vody, v porovnání s respirací kontrolního vzorku aktivačního kalu.

7.2.1 Příprava zásobních roztoků a aktivačního kalu

Pro účely tohoto měření byla potřeba vodných roztoků všech vzorků, dále roztoku obsahujícího syntetický kal a vlastního aktivačního kalu odebraného na příslušných ČOV.

Syntetický kal

Pro přípravu syntetického kalu bylo použito médium syntetického kalu dodávané společností Strathkelvin Instruments Ltd. 1 lahvička tohoto média byla rozpuštěna v 250 ml neionizované vody (jedná se o destilovanou vodu, která prošla přes iontoměniče).

Takto připravený roztok byl uchováván v chladu po dobu maximálně 1 týdne. V případě pozdějšího použití roztoku by mohlo dojít ke znehodnocení výsledků měření.

Aktivační kal

Po odebrání vzorků z aktivační nádrže ČOV a jejich transportu do laboratoře byl vzorek aerován. Provzdušňování kalu by mělo být prováděno minimálně jednu hodinu před začátkem testu a to z důvodu spotřebování veškerých živin v něm obsažených. Následkem toho nastal endogenní stav, který je potřebný ke správnému průběhu měření (viz. kapitola 5.2).

Odpadní voda

Pro potřeby této diplomové práce byla stanovena spotřeba vody pro jeden mycí cyklus na 10 litrů. Dávkování bylo použito dle uvedených pokynů výrobců pro vodu středně tvrdou, to znamená 1 tableta v případě tabletových prostředků, 30 ml v případě tekutých prostředků (gelů) a 30 g v případě prostředků práškových.

1 dávka prostředku byla rozpuštěna v 1 litru vody, díky čemuž vznikl roztok o desetinásobné koncentraci. Následně bylo z takto připraveného roztoku odebráno 100 ml, které byly smíchány s 900 ml vody. Tímto způsobem bylo postupně získáno množství jednoho litru odpadní vody ze všech vzorků o požadované koncentraci.

7.2.2 Příprava vzorků a vlastní měření

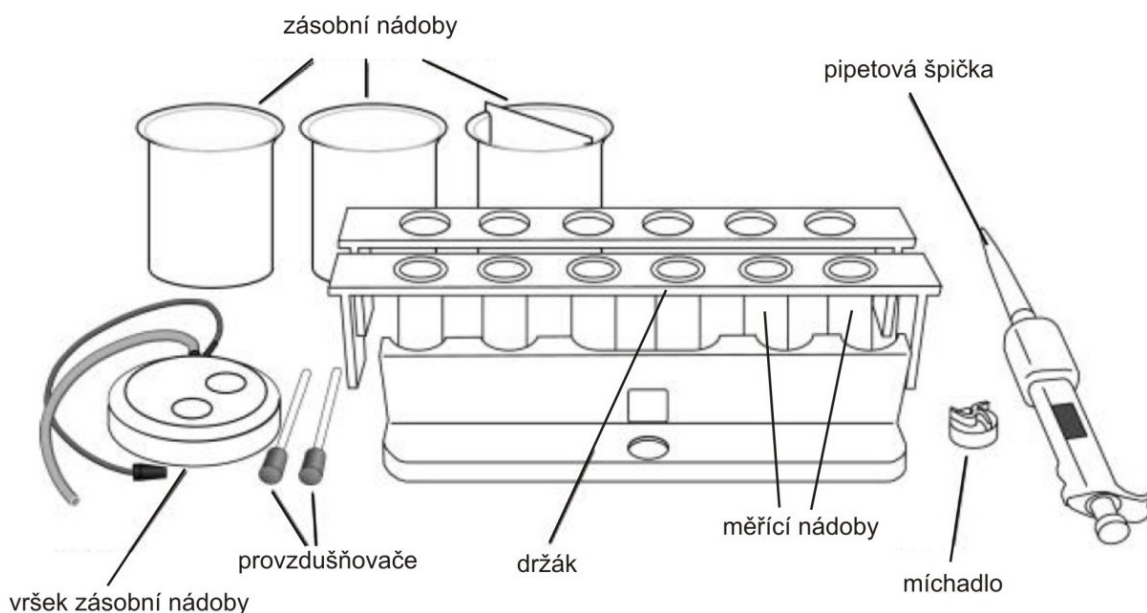
Po přípravě všech zásobních roztoků a aktivačního kalu bylo postoupeno k vlastnímu měření. Před započítím měření bylo nutno zkontrolovat indikátor teploty vody a ujistit se, že teplota je shodná s teplotou vody, při které byly kalibrovány elektrody.

Následně byl do vodní lázně umístěn držák s elektrodami a do měřících nádob byly nepipetovány roztoky. Ředění roztoků při testování bylo prováděno dle následující tabulky (Tabulka 3).

Tabulka 3 Ředění roztoků pro test respirační inhibice

Měřicí nádoba	Ředění vzorku [%]	Odpadní voda (vzorek) [ml]	Destilovaná voda [ml]	Syntetický kal [ml]	Aktivovaný kal [ml]
1	0	0	10	2	8,50
2	20	2	8	2	8,50
3	40	4	6	2	8,50
4	60	6	4	2	8,50
5	80	8	2	2	8,50
6	100	10	0	2	8,50

Do každé měřicí nádoby byl napipetován vzorek testované odpadní vody a 2 ml syntetického kalu. Následně byly roztoky v měřících nádobách po 2-3 minuty promíchávány a temperovány. Po nastavení všech hodnot potřebných k měření a spuštění testu byl do všech měřících baněk rychle nepipetován aktivační kal, zasunuty elektrody a následně spuštěn test. Bylo nutné postupovat velmi rychle, protože smyslem testu je měření spotřeby kyslíku po přidání aktivačního kalu.



Obrázek 18 Vybavení přístroje Strathtox (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011)

7.3 Testované vzorky

Respirační inhibice byla měřena u roztoků 13ti vybraných vzorků. Pro srovnání byly zvoleny vzorky pocházející od různých výrobců a z důvodu rozmanitosti byly mezi ty vybrané zařazeny tablety, sypké prášky a samozřejmě také gely. Téměř všechny sledované výrobky pochází z českého trhu. Až na poslední vzorek, který byl dovezen z Austrálie. Všechny tyto prostředky do myček nádobí byly pořízeny v období září až říjen 2017. Výčet všech vzorků a jejich dávkování v roztoku je uvedeno v následující tabulce (Tabulka 4).

V přílohách (Příloha 1) je následně uveden seznam vzorků rozšířený o jejich výrobce a složení jednotlivých vzorků. Jako doplňující informace je v tabulce zařazena také přítomnost či nepřítomnost fosfátů ve vzorku, a to dle údajů uvedených výrobcem. Nebylo možné uvést všechny informace u všech pozorovaných vzorků z důvodů absence požadovaných údajů na obalech výrobků.

Tabulka 4 Vzorky (Klimantová, 2018)

Číslo vzorku	Název vzorku	Druh vzorku	Dávkování
1	JAR all in 1 (lemon)	tableta	1 kus
2	SUNLIGHT	tableta	1 kus
3	SUNLIGHT all in 1 – double action	tableta	1 kus
4	W5 classic	tableta	1 kus
5	W5 all in 1	tableta	1 kus
6	FINISH powerball all in 1 max	tableta	1 kus
7	FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max	tableta	1 kus
8	SOMAT all in 1 – 8 action	tableta	1 kus
9	SONET	prášek	30 g
10	CALGONIT gel double action	gel	30 ml
11	SOMAT gold gel	gel	30 ml
12	SOMAT multi-perfect gel (ocet)	gel	30 ml
13	LOGIX platinum	prášek	30 g

7.4 Naměřené výsledky

V dalších podkapitolách (kapitoly 7.4.1 – 7.4.13) jsou zapsány a vyhodnoceny výsledky laboratorních měření respirační inhibice. Tyto výsledky byly doplněny o grafy vyobrazující průběh všech měření.

Respirační inhibice je stav, během kterého dochází k pozvolnému narušení metabolismu mikroorganismů určitou toxickou látkou. Následně dochází ke zpomalení oxidačních procesů. V tomto případě jsou touto inhibující toxickou látkou vybrané vzorky prostředků do myček nádobí.

7.4.1 Vzorek 1 – JAR all in 1

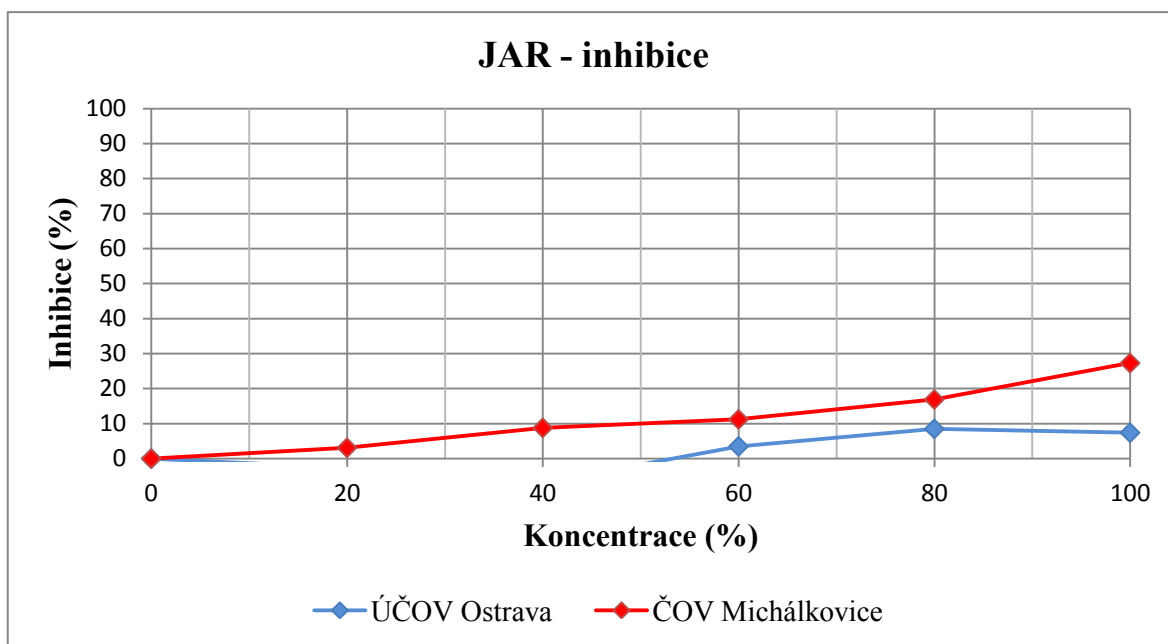
V následující tabulce (Tabulka 5) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 1 – JAR all in 1, vyráběného společností P & G.

Tabulka 5 Výsledky - vzorek 1 JAR all in 1

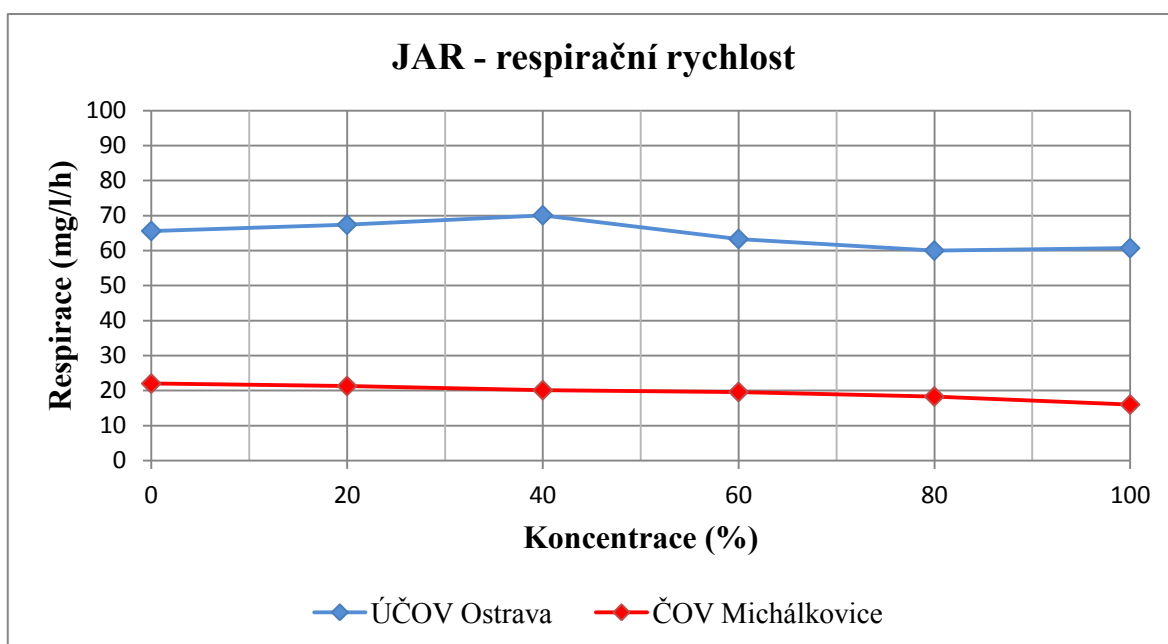
	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	65,6	22,0	---	---
2	20	67,4	21,3	-2,7	3,1
3	40	70,1	20,1	-6,9	8,8
4	60	63,3	19,6	3,5	11,2
5	80	60,0	18,3	8,5	16,9
6	100	60,7	16,0	7,4	27,3

Na grafu respirační inhibice (Obrázek 19) je patrný pozvolný, avšak jen mírný, nárůst narušení metabolismu mikroorganismů v aktivačním kalu z ČOV Michálkovice. Hodnoty inhibice u tohoto kalu se pohybovaly ve velmi nízkých hodnotách, v rozmezí 3,1 – 27,3 %. Oproti těmto hodnotám nebyl metabolismus mikroorganismů v aktivačním kalu ÚČOV Ostrava inhibován téměř vůbec (maximální hodnota inhibice byla 8,5 %, a to při koncentraci roztoku 80 %). U obou vzorků se jedná pouze o minimální narušení metabolismu mikroorganismů. Tento vývoj je potvrzen také vývojem respiračních rychlostí popsanych dále.

Na následujícím grafu (Obrázek 20) jsou porovnány hodnoty respiračních rychlostí během měření u obou vzorků kalu. U aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava se respirační rychlost v průběhu celého měření pohybovala v rozmezí 60,0 až 70,1 mg/l/h. U kalu z ČOV Michálkovice byla respirační rychlost podstatně nižší – pohybovala se v rozmezí 16,0 až 22,0 mg/l/h. Přestože se uvedené hodnoty u obou vzorků aktivačního kalu liší, nacházejí se jejich rozdíly hodnoty v rozmezí 10ti mg/l/h. Lze tedy říci, že respirační rychlost u obou pozorovaných vzorků aktivačního kalu byla téměř konstantní.



Obrázek 19 Graf respirační inhibice - vzorek 2 JAR all in 1



Obrázek 20 Graf respirační rychlosti - vzorek 1 JAR all in 1

7.4.2 Vzorek 2 – SUNLIGHT

V následující tabulce (Tabulka 6) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 2- SUNLIGHT, vyráběného společností Unilever.

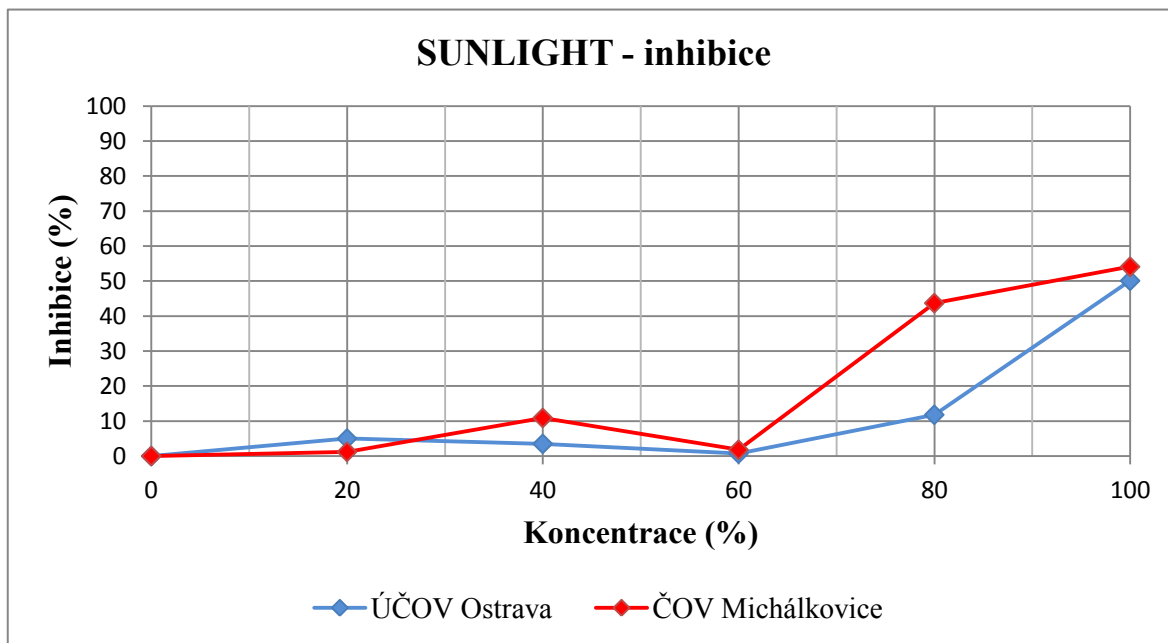
Tabulka 6 Výsledky - vzorek 2 SUNLIGHT

	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	71,5	20,3	---	---
2	20	67,9	20,1	5,0	1,2
3	40	68,9	18,1	3,5	10,9
4	60	71,0	17,7	0,7	1,8
5	80	63,1	11,4	11,8	43,7
6	100	35,7	9,3	50,1	54,1

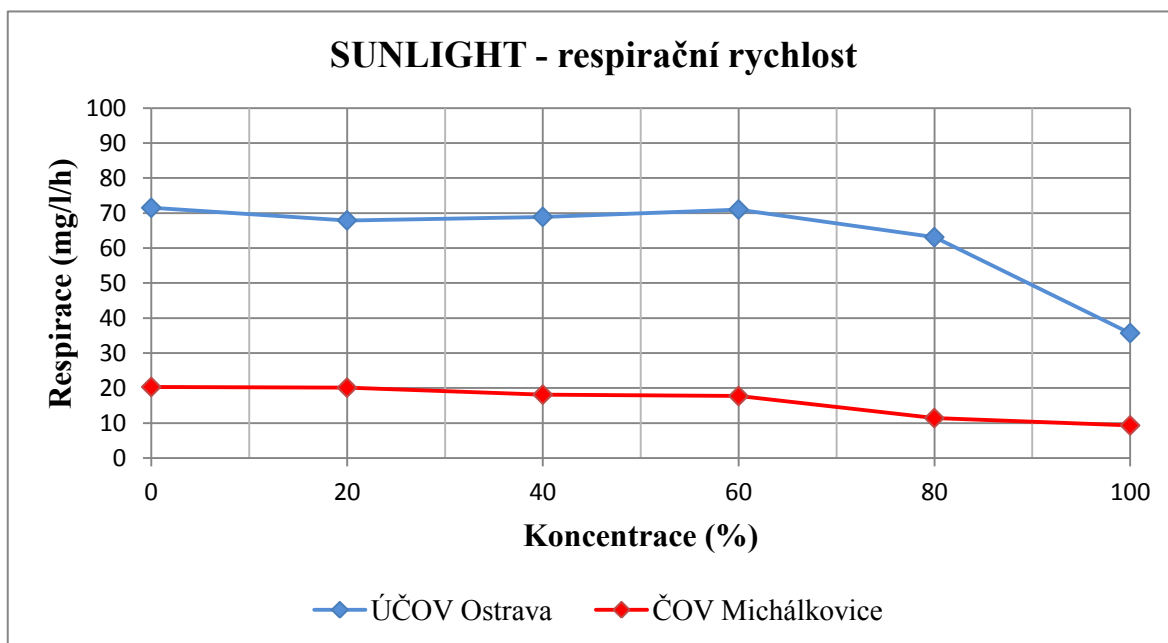
Na následujícím grafu (Obrázek 21) je zakreslen průběh respirační inhibice u obou vzorků. U aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava se narušení metabolismu pohybovalo v rozmezí od 0,7 % do 50,1 %, a to při 100% koncentraci roztoku. Zpomalení procesů během měření s aktivačním kalem z ČOV Michálkovice mělo lehce kolísavý charakter, při koncentraci 60 % dosahovala inhibice mikroorganismů hodnoty jen lehce nad nulou, a to 1,8 %. Celkově se omezení růstu bakterií v tomto aktivačním kalu pohybovalo v rozmezí 1,2 % (při koncentraci roztoku 20 %) až 54,1 % (při 100% koncentraci roztoku).

Na dalším grafu (Obrázek 22) je zakreslen pokles respirační rychlosti mikroorganismů v průběhu měření. Je jasně patrná souvislost zvyšující se inhibice mikroorganismů obsažených v aktivačním kalu s poklesem jejich respirační rychlosti. U kalu z ČOV Michálkovice se rychlost respirace mění jen málo (pohybuje v rozmezí 10 mg/l/h). Avšak je zde patrná změna mezi koncentrací 60% roztoku, kde byla hodnota respirace rovna 17,7 mg/l/h, a koncentrací roztoku 80 % s hodnotou respirační rychlosti 11,4 mg/l/h. Oproti tomu respirační rychlost u kalu z ÚČOV Ostrava je téměř konstantní u koncentrací roztoků 0-60 %. Následně dochází k poklesu rychlosti, stejně jako u kalu

z předchozí ČOV, ale tento pokles je již podstatnější – změna respirační rychlosti z hodnoty 71,0 mg/l/h až na hodnotu 35,7 mg/l/h u koncentrace 100% roztoku.



Obrázek 21 Graf respirační inhibice - vzorek 2 SUNLIGHT



Obrázek 22 Graf respirační rychlosti- vzorek 2 SUNLIGHT

7.4.3 Vzorek 3 – SUNLIGHT all in 1 – double action

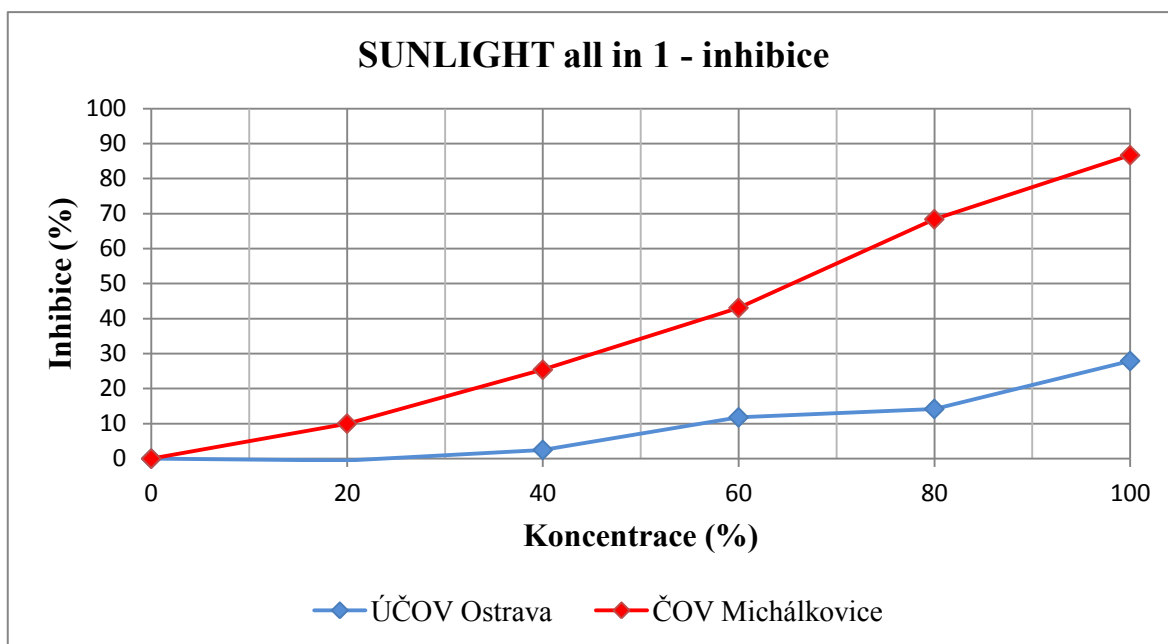
V následující tabulce (Tabulka 7) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 3- SUNLIGHT all in 1, vyráběného společností Unilever.

Tabulka 7 Výsledky - vzorek 3 SUNLIGHT all in 1 – double action

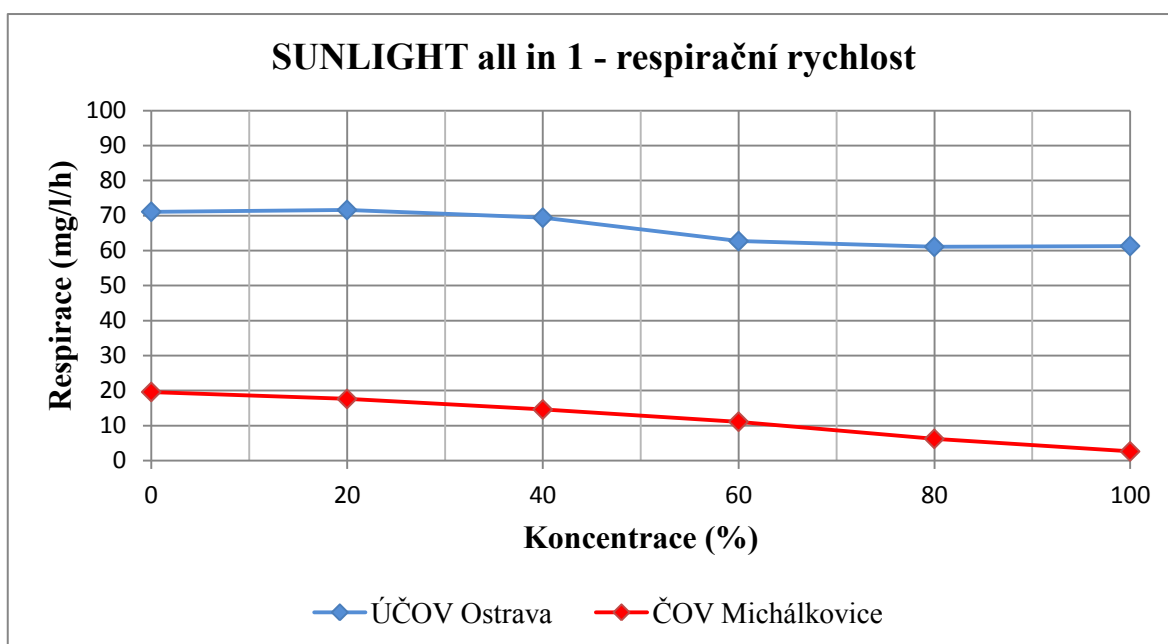
	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	71,1	19,6	---	---
2	20	71,6	17,6	-0,6	10,0
3	40	69,4	14,6	2,5	25,4
4	60	62,7	11,1	11,8	43,1
5	80	61,1	6,2	14,2	68,4
6	100	61,3	2,6	27,9	86,7

Na grafu respirační inhibice (Obrázek 23) je patrný prudký nárůst narušení aktivity mikroorganismů v aktivačním kalu ČOV Michálkovice. Z hodnoty 10,0 % (u roztoku o 20% koncentraci prostředku SUNLIGHT) vzrostla respirační inhibice aktivačního kalu až na hodnotu 86,7 % (při 100% koncentraci roztoku). U aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava bylo narušení metabolismu mikroorganismů pozvolnější. Inhibice se více projevila až u roztoků o vyšších koncentracích – 40 % až 100 %. U těchto roztoků vzrostla hodnota inhibice z 2,5 % na konečných 27,9 %.

S hodnotami inhibice korespondují také respirační rychlosti uvedené na dalším grafu (Obrázek 24). U aktivačního kalu z ČOV Michálkovice došlo k postupnému poklesu z hodnoty 19,6 mg/l/h až na hodnotu 2,6 mg/l/h. U aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava respirační rychlost poklesla jen mírně, a to z hodnoty 71,1 mg/l/h na hodnotu 61,3 mg/l/h, což je rozdíl necelých 10ti mg/l/h. K nejprudšímu poklesu došlo mezi roztokem o koncentraci 40 % a roztokem o koncentraci 60 %. Zde byl rozdíl roven téměř 7 mg/l/h. V případě ostatních koncentrací byl již pokles pozvolnější.



Obrázek 23 Graf respirační inhibice - vzorek 3 SUNLIGHT all in 1



Obrázek 24 Graf respirační rychlosti - vzorek 3 SUNLIGHT all in 1

7.4.4 Vzorek 4 – W5 classic

V následující tabulce (Tabulka 8) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 4 – W5 classic, vyráběného společností Lidl.

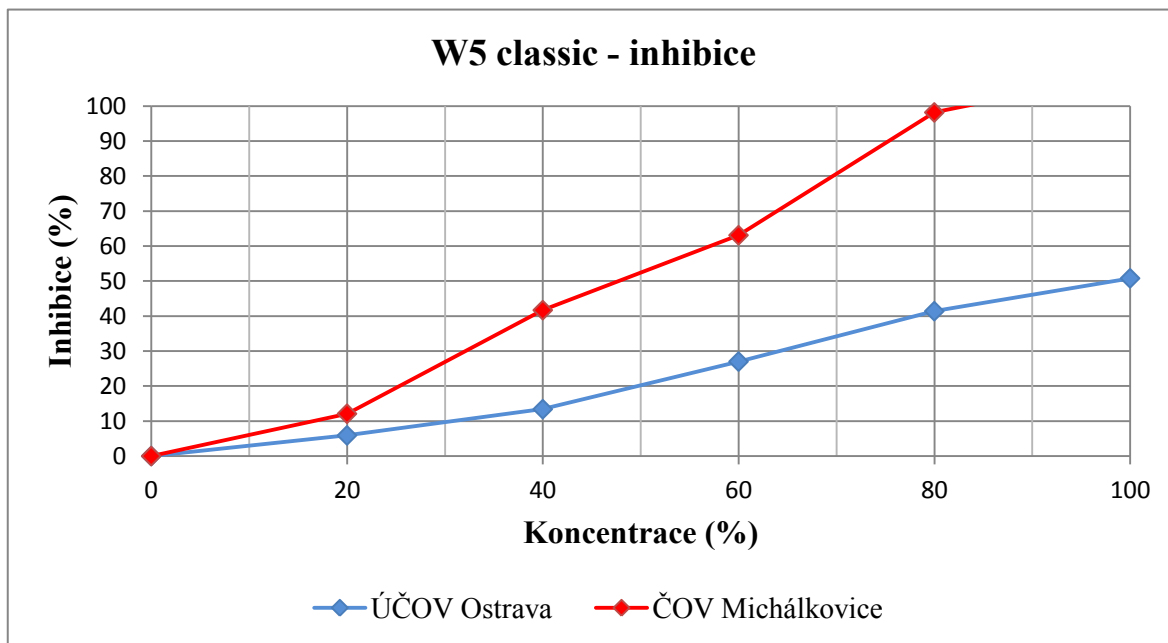
Tabulka 8 Výsledky - vzorek 4 W5 classic

	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	69,0	19,9	---	---
2	20	65,0	17,5	5,9	12,1
3	40	59,8	11,6	13,4	41,7
4	60	50,4	7,4	27,0	63,1
5	80	40,5	0,4	41,4	98,2
6	100	34,0	-1,9	50,8	109,5

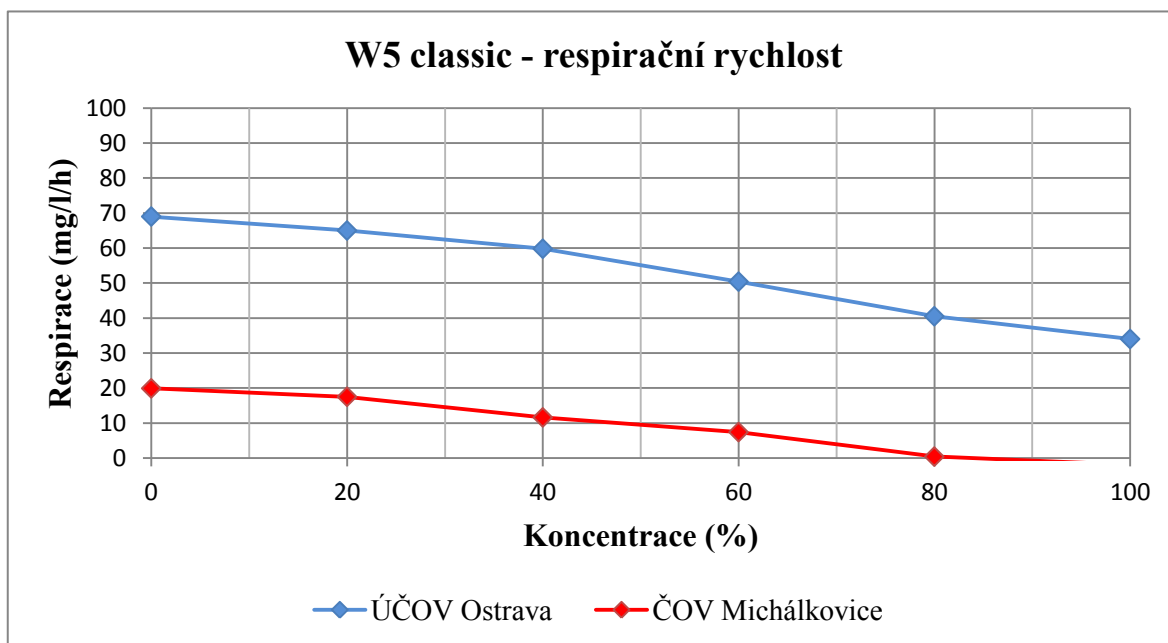
Na grafu respirační inhibice způsobené prostředkem W5 classic (Obrázek 25) je patrný prudký nárůst narušení metabolismu mikroorganismů obsažených v aktivačních kalech odebraných z obou čistíren odpadních vod. U kalu z ČOV Michálkovice došlo ke vzrůstu inhibice z hodnot 12,1 % (při koncentraci roztoku 20%) až na konečných 109,5 %, a to při 100% koncentraci roztoku. U kalu z ÚČOV Ostrava byl nárůst inhibice pozvolnější. Hodnoty postupně narůstaly od počátečních 5,9 % (hodnota inhibice slepého vzorku) až ke konečné hodnotě 50,8 % při 100% koncentraci vzorku. Jedná se tedy o rozdíl 45 %.

Pokles respiračních rychlostí, jež jsou zakresleny na následujícím grafu (Obrázek 26), odpovídá údajům uvedeným v předešlém odstavci. Respirační rychlost mikroorganismů v kalu z ČOV Michálkovice klesala, z původních 19,9 mg/l/h naměřených u kontrolního vzorku, na konečnou hodnotu, která se dostala lehce pod nulu. Pokles rychlosti byl jen postupný a relativně mírný. U aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava došlo k celkovému poklesu respirační rychlosti z původní rychlosti 69,0 mg/l/h o hodnotu 35 mg/l/h. Respirační rychlost u tohoto kalu tedy klesla na polovinu. Srovnáme-li rozdíl

hodnot s rozdílem inhibice aktivačního kalu uvedené v předchozím komentáři, dostáváme se k téměř shodným výsledkům.



Obrázek 25 Graf respirační inhibice - vzorek 4 W5 classic



Obrázek 26 Graf respirační rychlosti - vzorek 4 W5 classic

7.4.5 Vzorek 5 – W5 all in 1

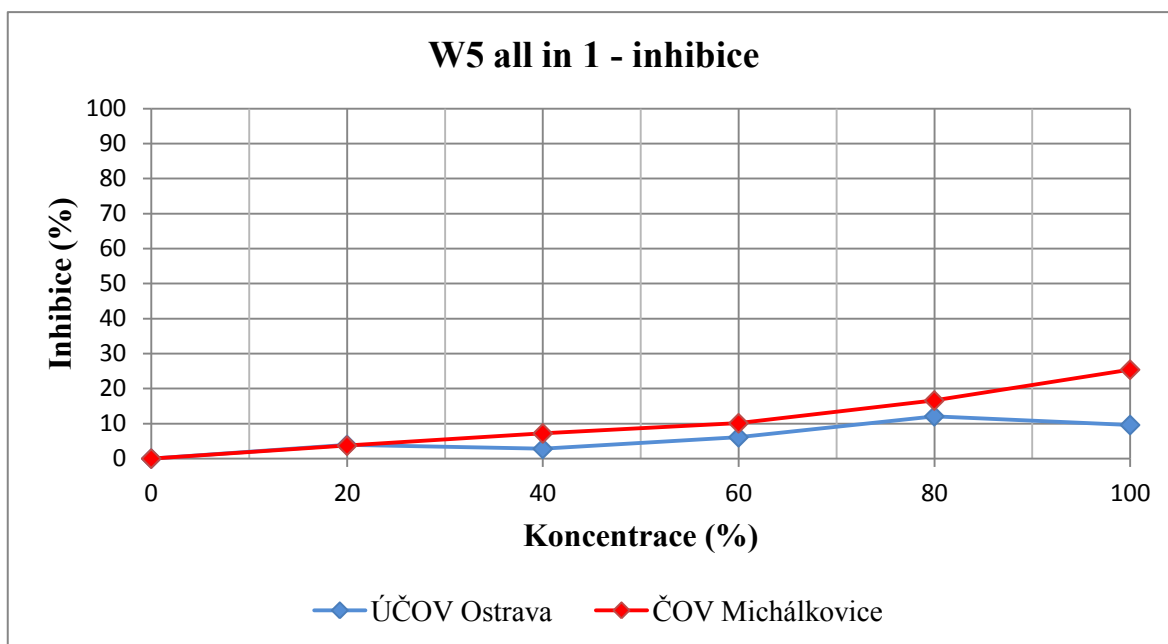
V následující tabulce (Tabulka 9) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 4 – W5 all in 1, vyráběného společností Lidl.

Tabulka 9 Výsledky - vzorek 5 W5 all in 1

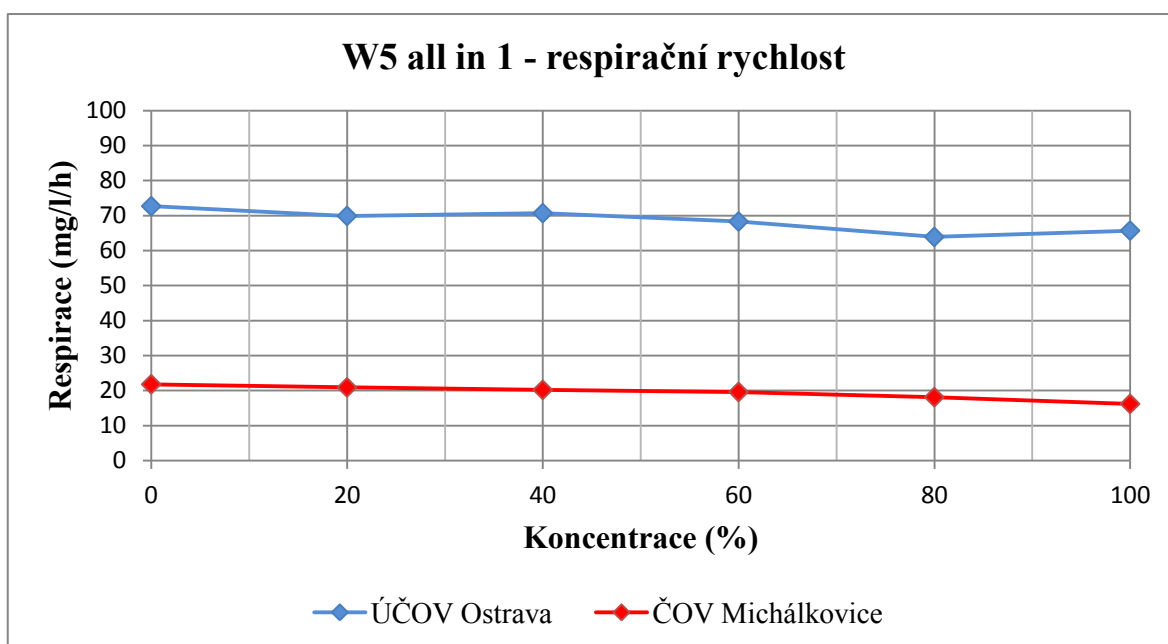
	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	72,7	21,8	---	---
2	20	69,9	20,9	3,9	3,7
3	40	70,7	20,2	2,8	7,2
4	60	68,3	19,6	6,1	10,1
5	80	63,9	18,1	12,1	16,6
6	100	65,7	16,2	9,6	25,4

Na následujícím grafu (Obrázek 27) je zakreslen vývoj respirační inhibice. Narušení metabolismu mikroorganismů v aktivačním kalu látkami obsaženými v přípravku W5 all in 1 je jen velmi mírné. U kalu z ÚČOV Ostrava došlo k inhibici u roztoků o všech koncentracích v rozmezí hodnot 3,9 % (u roztoku o koncentraci 20%) až k hodnotě 12,1 % (u vzorku o koncentraci 80 %). Snížení aktivity mikroorganismů v aktivačním kalu z ČOV Michálkovice bylo jen o něco málo vyšší – pohybovalo se v rozmezí hodnot 3,7 % u roztoku o koncentraci 20 % a dosahovalo hodnoty 25,4 %, a to při 100% koncentraci roztoku. Ani u jednoho kalu však nedošlo k nijak zásadnímu snížení aktivity.

Respirační rychlosti zakreslené na dalším grafu (Obrázek 28) jsou již na první pohled u kalů z obou čistíren téměř konstantní. Došlo k celkovému snížení rychlosti pouze o 6 mg/l/h. U ÚČOV Ostrava došlo k velmi mírnému poklesu z počáteční rychlosti 72,7 mg/l/h na konečnou rychlost 65,7 mg/l/h. Respirační rychlost u kalu z ČOV Michálkovice se pohybovala mezi 21,8 mg/l/h a 16,2 mg/l/h.



Obrázek 27 Graf respirační inhibice - vzorek 5 W5 all in 1



Obrázek 28 Graf respirační rychlosti - vzorek 5 W5 all in 1

7.4.6 Vzorek 6 – FINISH powerball all in 1 max

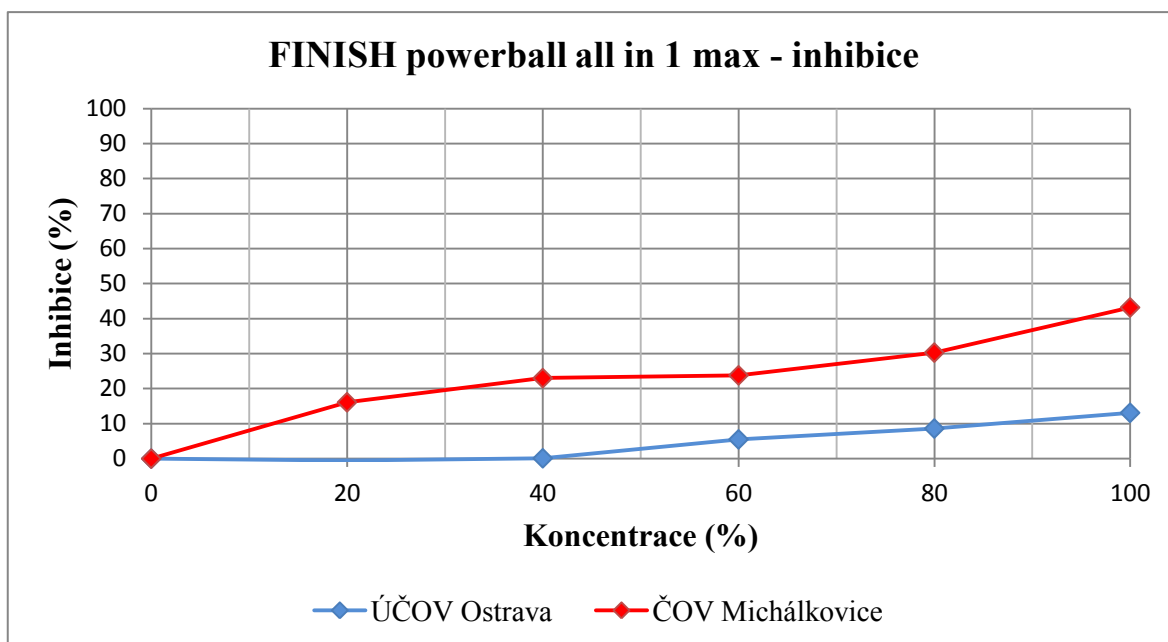
V následující tabulce (Tabulka 10) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 6 – FINISH powerball all in 1, vyráběného společností J. A. Benckiser.

Tabulka 10 Výsledky - vzorek 6 FINISH powerball - all in 1 max

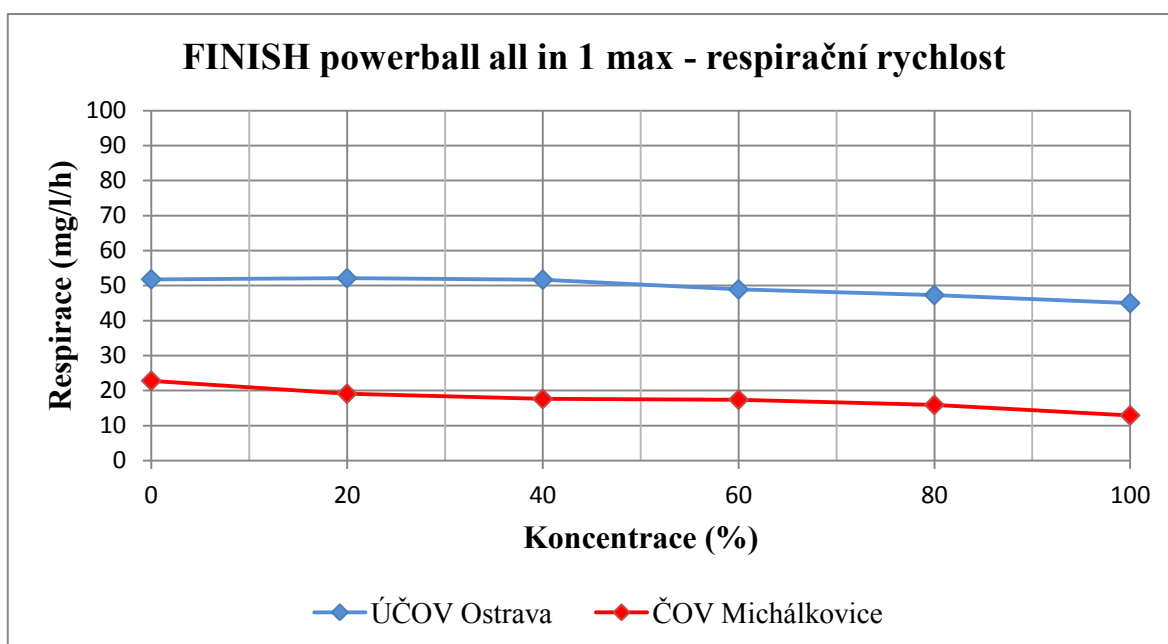
	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	51,8	22,8	---	---
2	20	52,1	19,1	-0,6	16,1
3	40	51,7	17,6	0,1	23,0
4	60	48,9	17,4	5,5	23,8
5	80	47,3	15,9	8,6	30,3
6	100	45,0	12,9	13,1	43,2

Na následujícím grafu (Obrázek 29) je zakreslen vývoj narušení metabolismu mikroorganismů v aktivačních kalech z ÚČOV Ostrava a ČOV Michálkovice. Snížení aktivity kalu z Ostravské čistírny odpadních vod bylo jen velmi mírné, došlo ke zpomalení procesů o 13,1 %. U aktivačního kalu z Michálkovic byla inhibice již podstatně vyšší. Došlo k jejímu nárůstu z 16,1 % až na 43,2 %. Lze tedy říci, že při srovnání hodnot inhibice u obou pozorovaných čistírenských kalů, snášel aktivační kal z druhé, Michálkovické čistírny, vystavení látkám obsaženým v prostředku FINISH powerball all in 1 max podstatně hůře, než kal z čistírny první.

Na dalším grafu (Obrázek 30) je zakreslen vývoj respirační rychlosti u obou kalů. Pokles rychlosti během obou měření byl velmi pozvolný a mírný. U kalu z ČOV Ostrava rychlost poklesla z 51,8 mg/l/h na 45,0 mg/l/h. U čistírenského kalu z ČOV Michálkovice došlo ke snížení rychlosti z 22,8 mg/l/g na 12,9 mg/l/h. Tyto údaje odpovídají hodnotám inhibice - pokles respirační rychlosti u kalu z Michálkovic byl o něco vyšší.



Obrázek 29 Graf respirační inhibice- vzorek 6 FINISH powerball all in 1 max



Obrázek 30 Graf respirační rychlosti - vzorek 6 FINISH powerball all in 1 max

7.4.7 Vzorek 7 – FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max

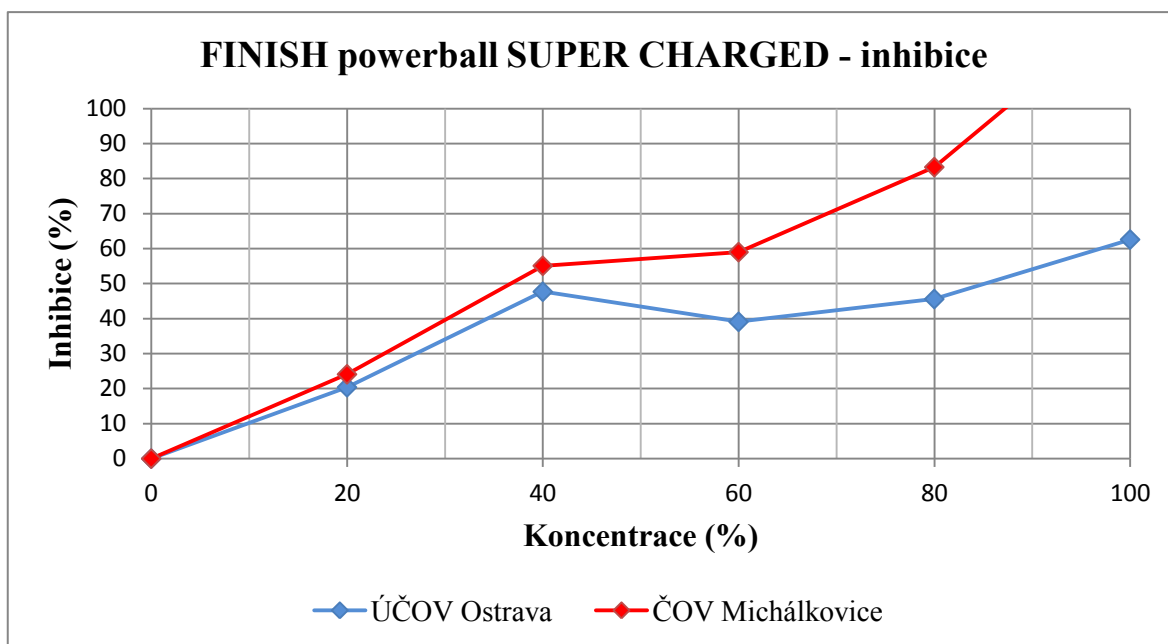
V následující tabulce (Tabulka 11) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 7 – FINISH powerball SUPER CHARGED, vyráběného společností J. A. Benckiser.

Tabulka 11 Výsledky - vzorek 7 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max

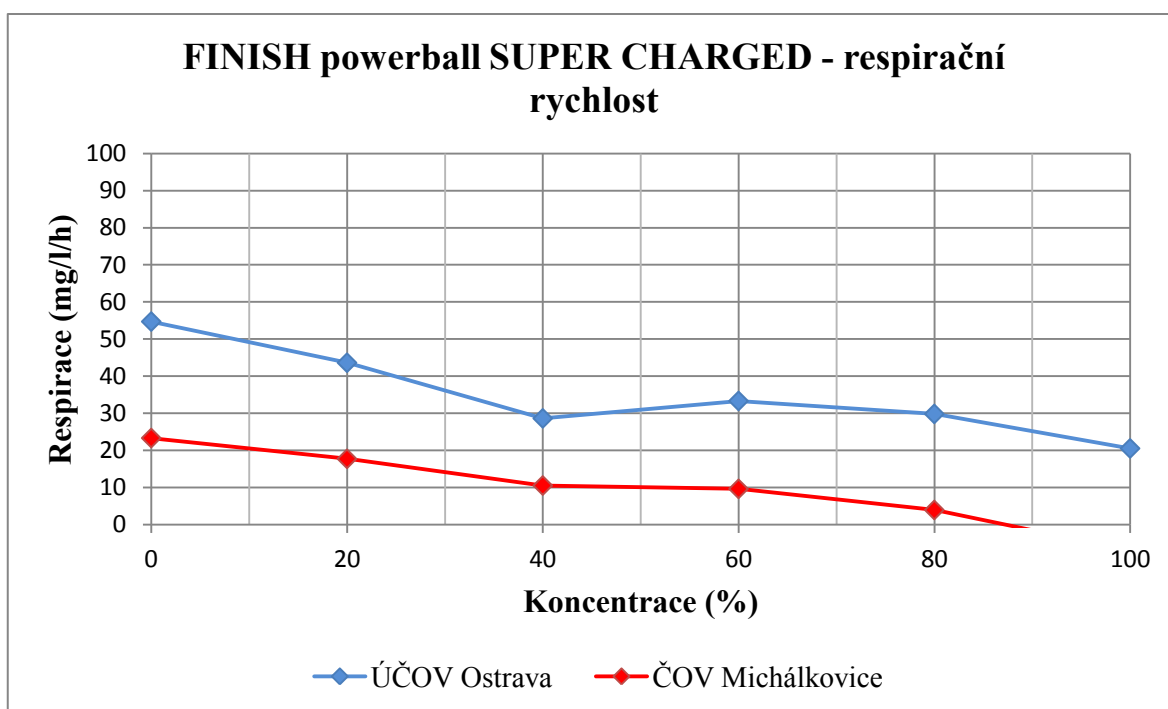
	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	54,7	23,3	---	---
2	20	43,6	17,7	20,4	24,1
3	40	28,6	10,5	47,7	55,1
4	60	33,3	9,6	39,1	59,0
5	80	29,8	3,9	45,6	83,3
6	100	20,5	-7,0	62,6	129,8

V prvním grafu (Obrázek 31) je patrný podstatný nárůst inhibice u aktivačního kalu z ČOV Michálkovice. Došlo k nárůstu až na konečnou hodnotu 129,8 % při koncentraci roztoku 100 %. Nejnižší hodnota inhibice (24,1 %) byla naměřena u roztoku o 20% koncentraci vzorku. Aktivační kal z ÚČOV Ostrava byl inhibován pozvolně. K lehkému vychýlení z tendence růstu došlo u vzorku o koncentraci 40 %, kdy inhibice dosáhla 47,7 % a následně poklesla na 39,1 % u vzorku o koncentraci 60 % znečišťující látky.

Respirační rychlost u obou pozorovaných kalů klesala s podobným průběhem (Obrázek 32). K drobnému nárůstu rychlosti u obou čistírenských kalů došlo mezi vzorky o 40% a 60% koncentraci, avšak tento nárůst byl menší, než 8 %. Dále již byl průběh změny respirační rychlosti klesající. U kalu z ÚČOV Ostrava došlo k poklesu rychlosti z hodnoty 54,7 mg/l/h, naměřené u kontrolního slepého vzorku, na hodnotu 20,5mg/l/h, naměřenou u vzorku se 100% koncentrací. U čistírenského kalu z Michálkovické čistírny respirační rychlost klesla z 23,3 mg/l/h na -7,0 mg/l/h.



Obrázek 31 Graf respirační inhibice - vzorek 7 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max



Obrázek 32 Graf respirační rychlosti - vzorek 7 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max

7.4.8 Vzorek 8 – SOMAT all in 1 – 8 action

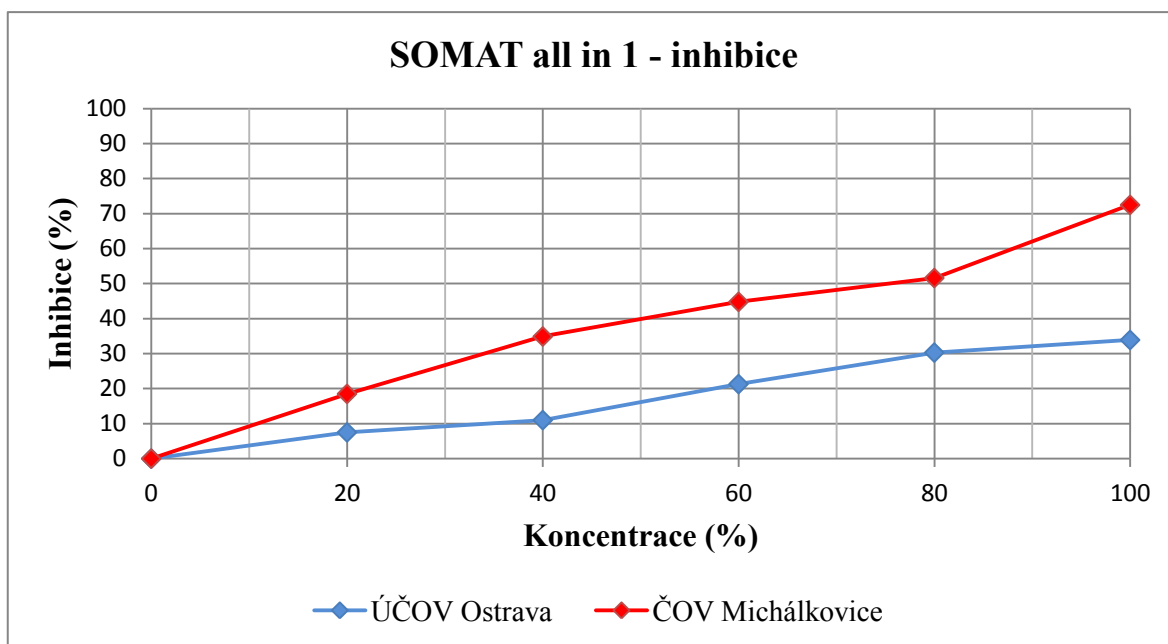
V následující tabulce (Tabulka 12) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 8 – SOMAT all in 1 – o action, vyráběného společností Henkel.

Tabulka 12 Výsledky - vzorek 8 SOMAT all in 1 – 8 action

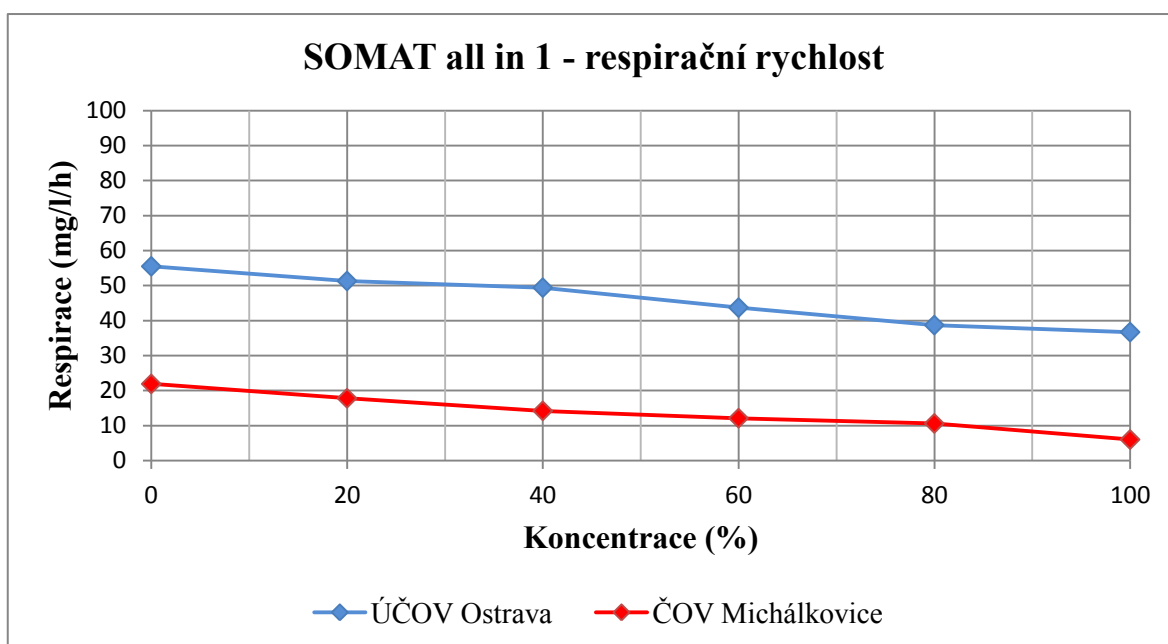
	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	55,5	21,9	---	---
2	20	51,3	17,8	7,5	18,5
3	40	49,4	14,2	11,0	34,9
4	60	43,7	12,1	21,3	44,8
5	80	38,7	10,6	30,3	51,6
6	100	36,7	6,0	33,9	72,5

Na následujícím grafu (Obrázek 33) je zakreslen průběh respirační inhibice. U aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava je patrný pozvolný nárůst narušení metabolismu mikroorganismů. Hodnoty inhibice se u tohoto kalu pohybují v rozmezí od 7,5 % až do 33,9 %. Přičemž nejnižší hodnota byla naměřena u roztoku o koncentraci 20 % a nejvyšší u roztoku o 100% koncentraci vzorku. U kalu z ČOV Michálkovice je tento nárůst poněkud výraznější. Z původní hodnoty 18,5 % (u roztoku o koncentraci 20 %) vzrostla inhibice až na 72,5 %. Nejvíce byly mikroorganismy ovlivněny u vzorku o 100% koncentraci.

Na grafu respirační rychlosti (Obrázek 34) je patrný jen mírný pokles respirační rychlosti u obou vzorků aktivačního kalu. Z počáteční rychlosti 55,5 mg/l/h měřené u kontrolního vzorku klesla rychlost respirace kalu z ÚČOV Ostrava na rychlost 36,7 mg/l/h. U kalu z ČOV Michálkovice respirační rychlost klesla z 21,9 mg/l/h na 6,0 mg/l/h. Lze říci, že pokles respirační rychlosti u obou testovaných čistírenských kalů je srovnatelný a jen mírný.



Obrázek 33 Graf respirační inhibice - vzorek 8 SOMAT all in 1



Obrázek 34 Graf respirační rychlosti - vzorek 8 SOMAT all in 1

7.4.9 Vzorek 9 – SONET

V následující tabulce (Tabulka 13) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 9 - SONET, vyráběného společností BenaSONET.

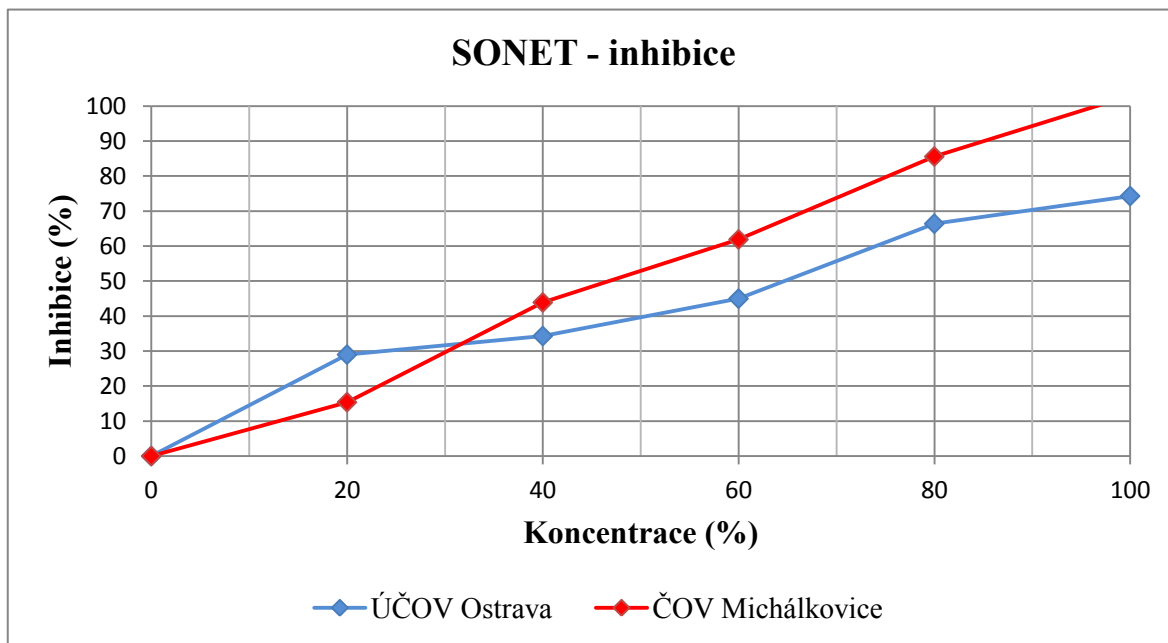
Tabulka 13 Výsledky - vzorek 9 SONET

	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	57,4	30,7	---	---
2	20	40,7	26,0	29,0	15,4
3	40	37,7	17,3	34,3	43,9
4	60	31,5	11,7	45,0	61,9
5	80	19,3	4,4	66,4	85,6
6	100	14,7	-0,9	74,3	103,0

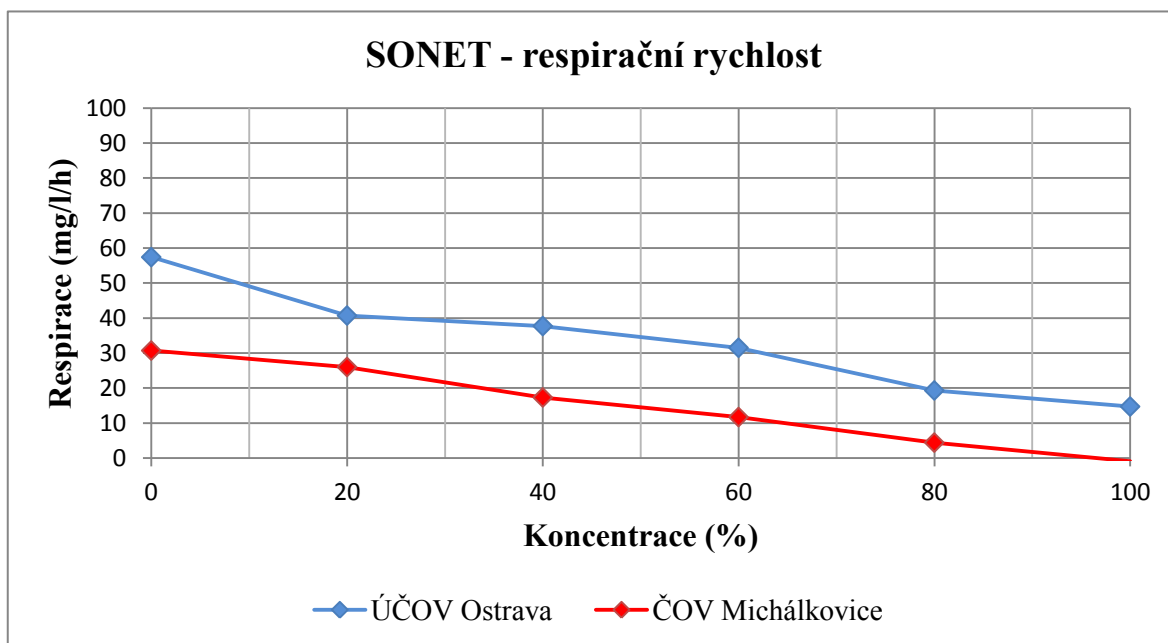
Na grafu respirační inhibice (Obrázek 35) je zakreslen průběh narušení metabolismu mikroorganismů obsažených v aktivačním kalu odebraném na vybraných čistírnách odpadních vod. Respirační inhibice aktivačního kalu z ČOV Michálkovice byla značná. Hodnoty inhibice vzrostly z 15,4 % (roztok o koncentraci 20 %) až na hodnotu 103,0 % (100% koncentrace vzorku). Narušení procesů probíhajících v aktivačním kalu z ÚČOV Ostrava bylo oproti tomu o něco mírnější, avšak i přes to stále vysoké. Z hodnoty 29,0 %, která byla vyšší, než u 20% koncentrace roztoku při měření s Michálkovickým kalem, hodnota inhibice vzrostla na 74,3 % při 100% koncentraci vzorku. Až na tento drobný výkyv u měření 20% koncentrace roztoků hodnoty stoupaly rovnoměrně.

Na následujícím grafu (Obrázek 36) je zakreslen vývoj respirační rychlosti během měření. U aktivačního kalu z obou čistíren odpadních vod došlo k postupnému poklesu rychlosti. Respirační rychlost u kalu z ÚČOV Ostrava se z hodnoty 57,4 mg/l/h, naměřené u kontrolního vzorku, snížila na 14,7 mg/l/h. To znamená, že došlo k jejímu poklesu o více než 40 mg/l/h. respirační rychlost u kalu z ČOV Michálkovice poklesla z hodnoty

30,7 mg/l/h na hodnotu -0,9 mg/l/h naměřenou u vzorku o 100% koncentraci roztoku prostředku do myček nádobí.



Obrázek 35 Graf respirační inhibice - vzorek 9 SONET



Obrázek 36 Graf respirační rychlosti - vzorek 9 SONET

7.4.10 Vzorek 10 – CALGONIT gel double action

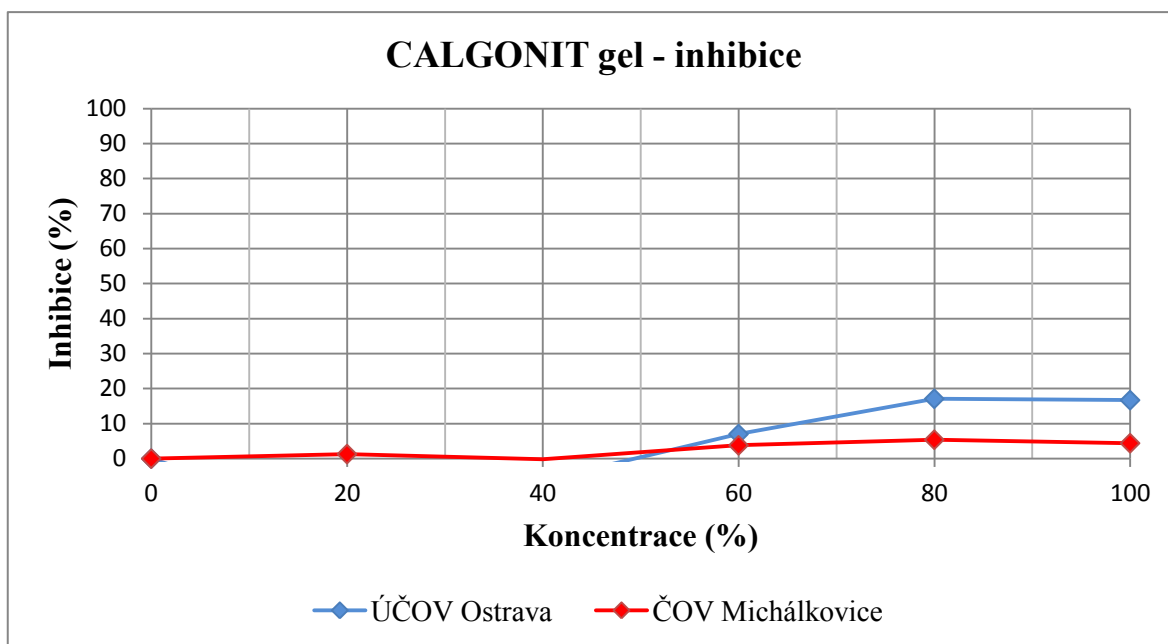
V následující tabulce (Tabulka 14) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 10 – CALGONIT gel double action.

Tabulka 14 Výsledky - vzorek 10 CALGONIT gel – double action

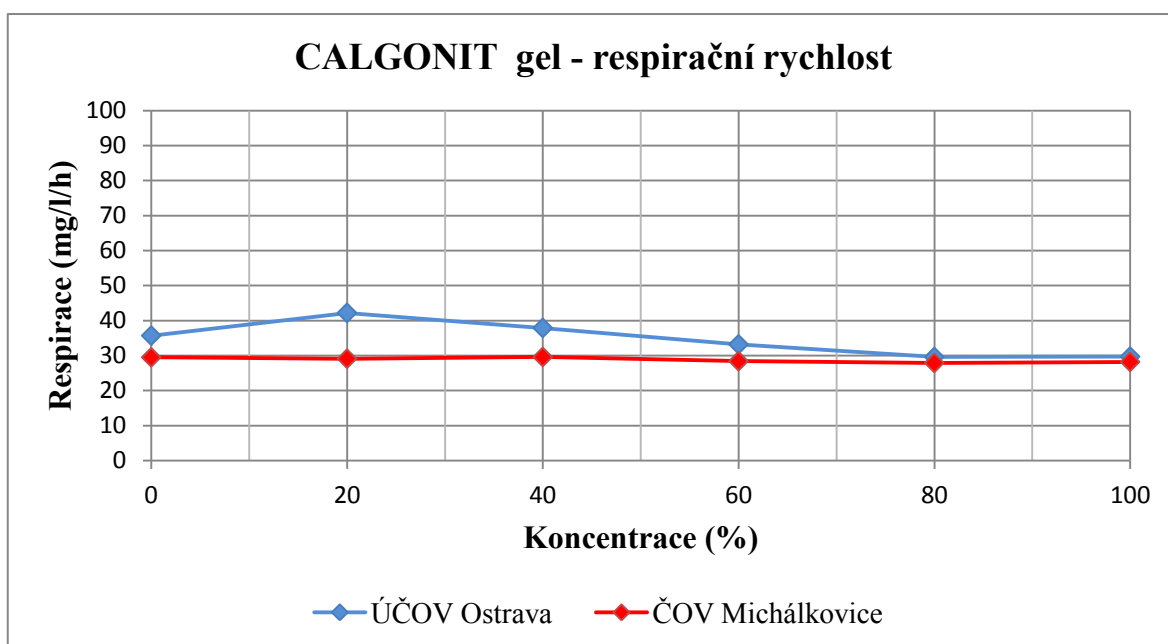
	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	35,7	29,5	---	---
2	20	42,2	29,1	-18,2	1,3
3	40	37,9	29,6	-6,2	-0,2
4	60	33,2	28,4	7,0	3,8
5	80	29,6	27,9	17,1	5,4
6	100	29,7	28,2	16,7	4,4

Jak je patrné z grafu respirační inhibice (Obrázek 37), k narušení metabolismu mikroorganismů u obou odebraných aktivačních kalů došlo jen minimálně. U aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava pouze v necelých 17% případech, a to při 100% koncentraci roztoku prostředku CALGONIT gel double action. V případě aktivačního kalu z ČOV Michálkovice byla respirační inhibice u roztoku o 100% koncentraci ještě nižší, pouze 4,4 %.

Respirační rychlost naměřená u tohoto vzorku (Obrázek 38) byla v průběhu celého měření téměř shodná u roztoků všech koncentrací. Jedinou malou odchylku tvořily naměřené rychlosti 42,2 mg/l/h a 37,9 mg/l/h zjištěné při 20% a 40% koncentraci roztoku prostředku CALGONIT, a to u aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava. Celkově se tedy respirační rychlosti roztoků o všech koncentracích u obou porovnávaných kalů pohybovaly v rozmezí 28,2 – 42,2 mg/l/h. A to včetně respirační rychlosti u kontrolních vzorků o nulové koncentraci roztoku prostředku do myčky.



Obrázek 37 Graf respirační inhibice - vzorek 10 CALGONIT gel



Obrázek 38 Graf respirační rychlosti - vzorek 10 CALGONIT gel

7.4.11 Vzorek 11 – SOMAT gold gel

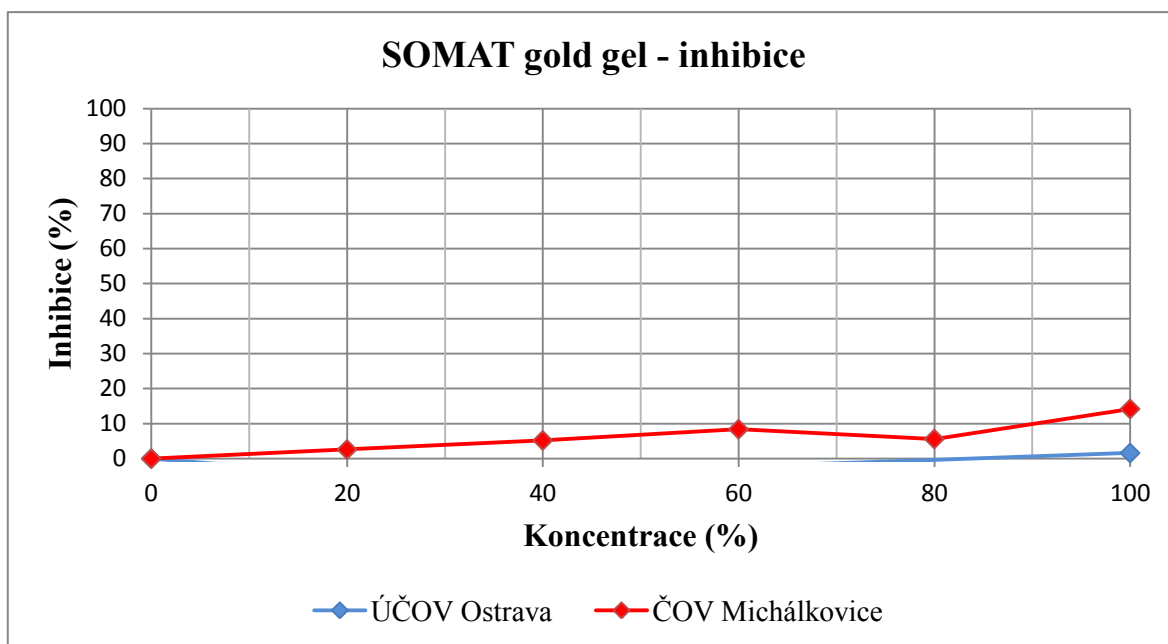
V následující tabulce (Tabulka 15) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 11 – SOMAT gold gel, vyráběného společností Henkel.

Tabulka 15 Výsledky - vzorek 11 SOMAT gold gel

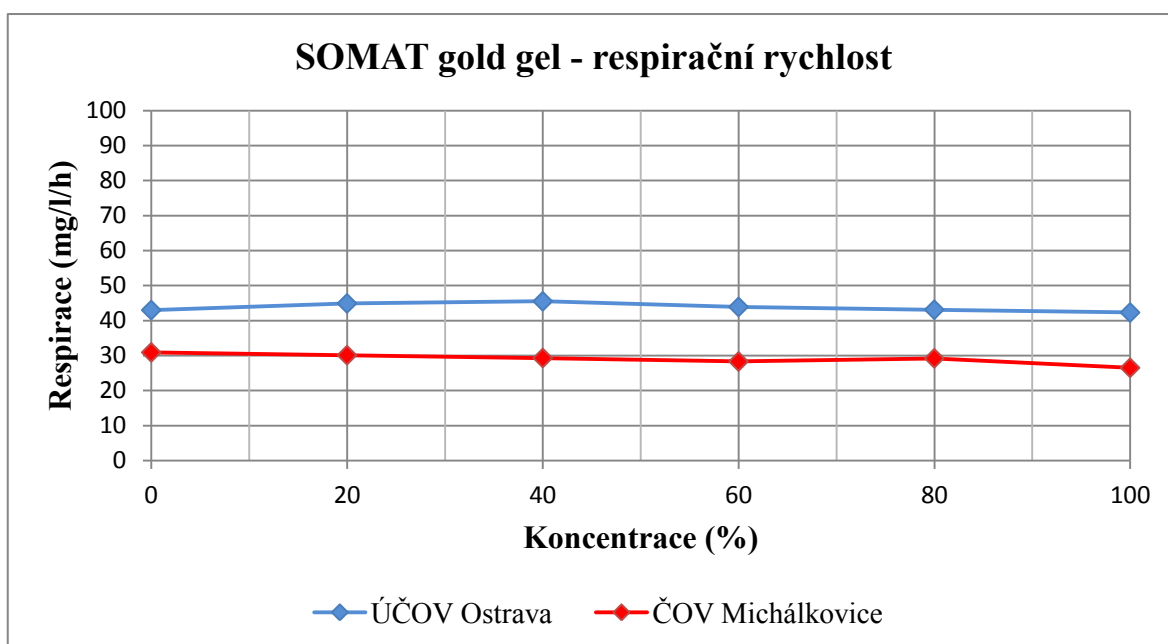
	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	43,0	30,9	---	---
2	20	44,9	30,1	- 4,5	2,6
3	40	45,5	29,3	-5,9	5,2
4	60	43,9	28,3	-2,3	8,4
5	80	43,1	29,2	-0,4	5,6
6	100	42,3	26,5	1,6	14,2

Na následujícím grafu (Obrázek 39) je vykreslen průběh měření respirační inhibice. Jak je z grafu jasně patrné, k narušení metabolismu mikroorganismů obsažených v aktivačním kalu téměř nedošlo. U kalu z ÚČOV Ostrava bylo dosaženo inhibice pouze 1,6 % a to jen u roztoku o 100% koncentraci znečišťující látky. V případě kalu z ČOV Michálkovice došlo k mírnému snížení aktivity mikroorganismů v případě roztoků o všech koncentracích. U tohoto kalu se inhibice pohybovala v rozmezí 2,6 % u roztoku o 20% koncentraci vzorku, až k nejvyšší hodnotě 14,2 % naměřené u roztoku o 100% koncentraci prostředku SOMAT gold gel.

Graf respirační rychlosti (Obrázek 40) odpovídá výsledkům respirační inhibice. Ke zpomalení rychlosti došlo jen ve velmi omezeném množství. U aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava došlo ke snížení rychlosti ze 43,0 mg/l/h u kontrolního vzorku (44,9 mg/l/h u vzorku o 20% koncentraci roztoku) na rychlost 42,3 mg/l/h u vzorku o 100% koncentraci. U aktivačního kalu z ČOV Michálkovice se respirační rychlost u všech vzorků (včetně kontrolního) pohybovala v rozmezí 26,5 – 30,1 mg/l/h.



Obrázek 39 Graf respirační inhibice - vzorek 11 SOMAT gold gel



Obrázek 40 Graf respirační rychlosti - vzorek 11 SOMAT gold gel

7.4.12 Vzorek 12 – SOMAT multi-perfect gel (ocet)

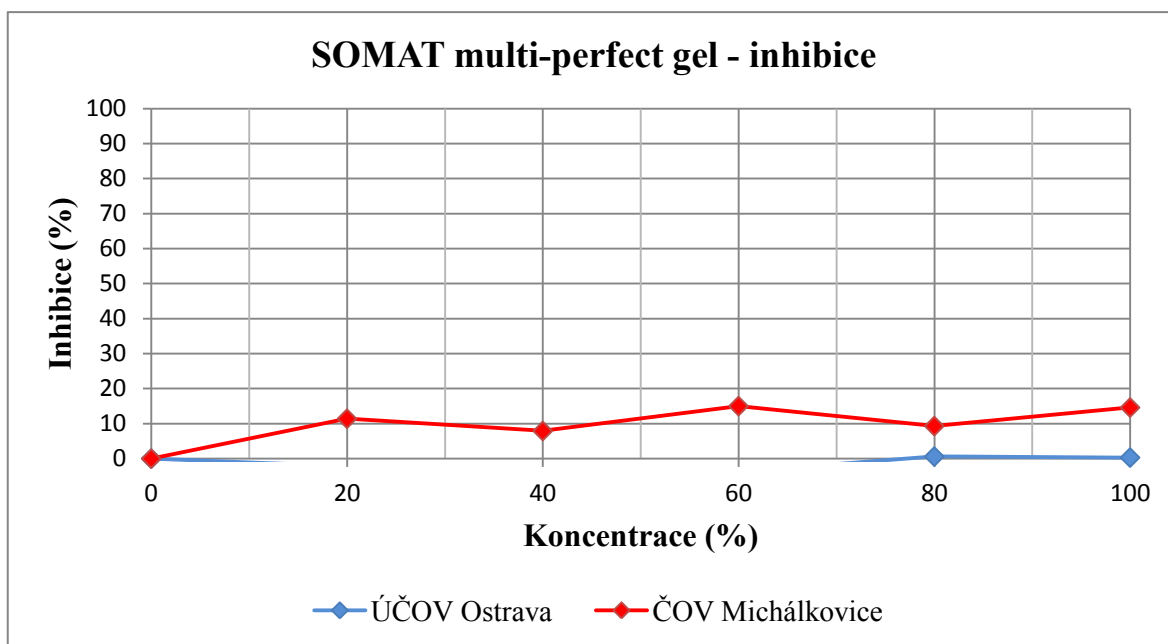
V následující tabulce (Tabulka 16) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 12 – SOMAT multi-perfect gel, vyráběného společností Henkel.

Tabulka 16 Výsledky - vzorek 12 SOMAT multi-perfect gel

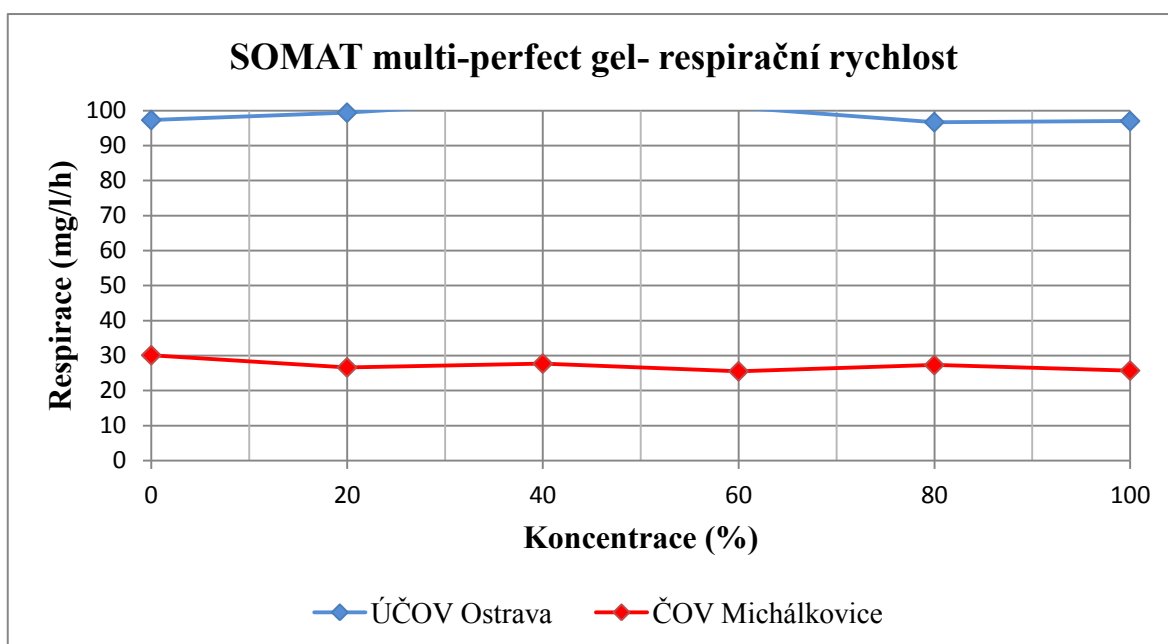
	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	97,3	30,1	---	---
2	20	99,4	26,6	-2,2	11,4
3	40	102,9	27,7	-5,8	7,9
4	60	100,9	25,5	-3,8	15,0
5	80	96,7	27,3	0,6	9,3
6	100	97,0	25,7	0,3	14,6

V grafu respirační inhibice (Obrázek 41) je patrný jen minimální vliv prostředku SOMAT multi-perfect gel na mikroorganismy v aktivačním kalu. V případě kalu odebraného z ÚČOV Ostrava se narušení metabolismu mikroorganismů projevuje pouze u 80% a 100% koncentrace roztoku vzorku. Ale ani v jednom z těchto případů hodnoty inhibice nedosahují 1 %. Co se týče aktivačního kalu z ČOV Michálkovice, respirační inhibice se u roztoků o všech koncentracích pohybuje v rozmezí 7,9 – 15,0 %. Přičemž nejvyšší hodnota (15,0% inhibice) byla naměřena u roztoku o koncentraci 60 %. Nejnižší hodnota (7,9% inhibice) byla naměřena u roztoku vzorku o koncentraci 40 %.

Respirační rychlost je v obou případech aktivačního kalu téměř konstantní (Obrázek 42). U kalu odebraného z ÚČOV Ostrava se rychlost respirace pohybuje v rozmezí 97,0 mg/l/h až 102,9 mg/l/h. V případě kalu z ČOV Michálkovice se respirační rychlost pohybuje v rozmezí hodnot 25,5 až 30,1 mg/l/h, přičemž nejnižší respirační rychlost byla naměřena u kontrolního vzorku o nulové koncentraci roztoku.



Obrázek 41 Graf respirační inhibice - vzorek 12 SOMAT multi-perfect gel



Obrázek 42 Graf respirační rychlosti - vzorek 12 SOMAT multi-perfect gel

7.4.13 Vzorek 13 – LOGIX platinum

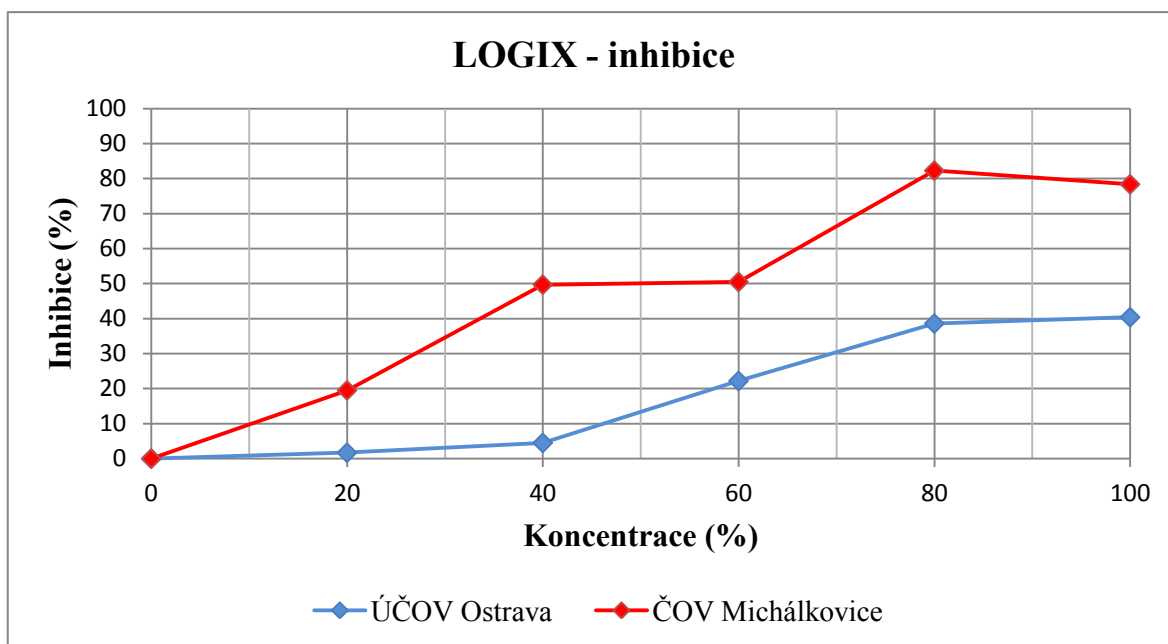
V následující tabulce (Tabulka 17) jsou uvedeny výsledky měření respirační rychlosti a měření respirační inhibice u vzorku 13 - LOGIX, prodáváného v Austrálii a vyráběného společností ALDI stores.

Tabulka 17 Výsledky - vzorek 13 LOGIX platinum

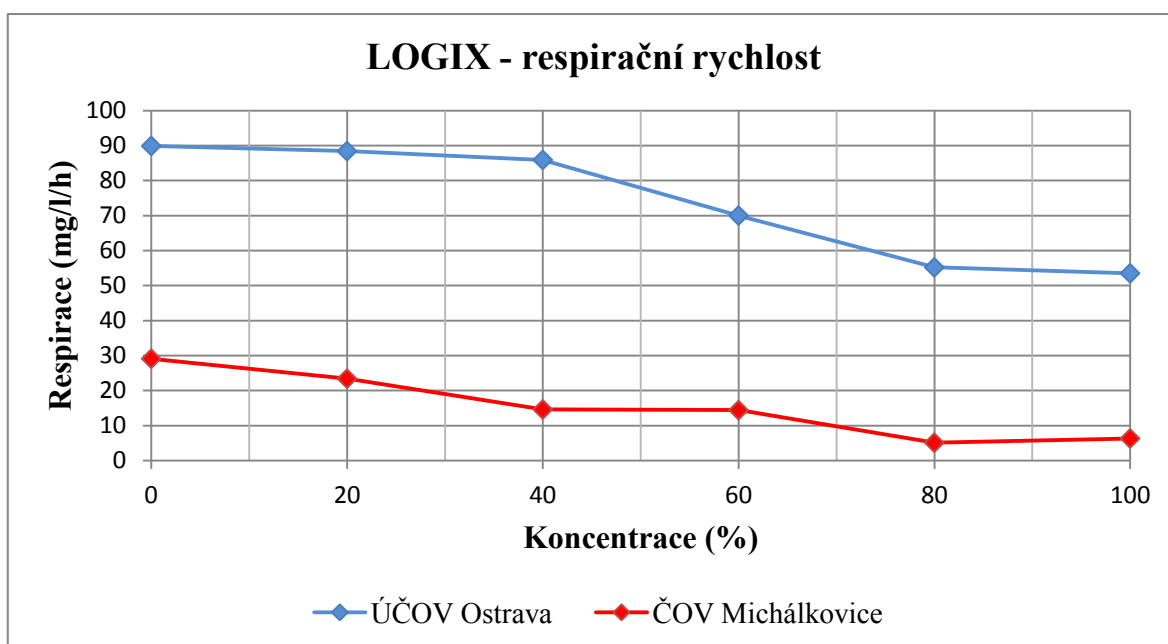
	Koncentrace (%)	Respirační rychlost (mg/l/h)		Inhibice (%)	
		ÚČOV	ČOV M.	ÚČOV	ČOV M.
1	Control	89,9	29,1	---	---
2	20	88,4	23,4	1,7	19,5
3	40	85,9	14,6	4,5	49,7
4	60	70,0	14,4	22,2	50,5
5	80	55,2	5,1	38,6	82,3
6	100	53,5	6,3	40,4	78,4

V následujícím grafu (Obrázek 43) je zakreslen nárůst respirační inhibice v průběhu měření. Z grafu je jasně patrné, že prostředkem LOGIX byl mnohonásobně více ovlivněn aktivační kal z malé čistírny odpadních vod v Michálkovicích. K narušení metabolismu mikroorganismů v aktivačním kalu z této čistírny došlo v 82,3 % a to při koncentraci roztoku 80 %. Při 100% koncentraci roztoku došlo k inhibici jen o něco málo nižší, konkrétně v 78,4 %. Nejméně byly inhibovány mikroorganismy v případě roztoků o 20% koncentraci, zde došlo k inhibici 19,5 %. Kal z ÚČOV Ostrava je odolnější, k respirační inhibici v případě 100% koncentrace roztoku prostředku LOGIX došlo pouze ve 40,4 %.

Graf respirační rychlosti (Obrázek 44) koresponduje s údaji zjištěnými při porovnávání hodnot respirační inhibice. V případě ČOV Michálkovice byla rychlost respirace u 100% koncentrovaného roztoku pouze 6,3 mg/l/h. Respirační rychlost kontrolního vzorku u tohoto kalu byla 29,1 mg/l/h. V případě kalu z ÚČOV Ostrava byl naměřen větší rozdíl mezi respirační rychlostí u slepého vzorku (89,9 mg/l/h) a u roztoku o 100% koncentraci (53,5 mg/l/h).



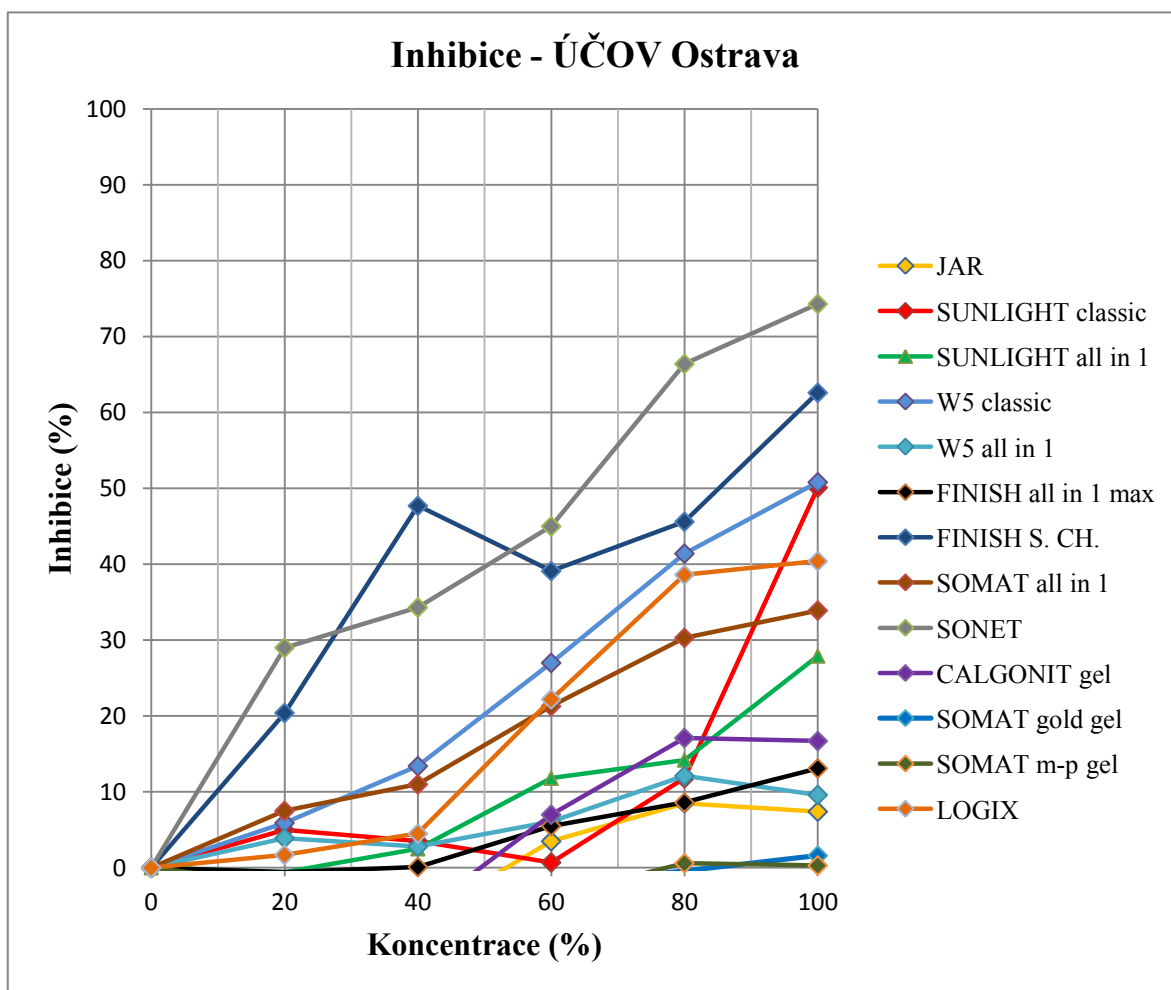
Obrázek 43 Graf respirační inhibice - vzorek 13 LOGIX



Obrázek 44 Graf respirační rychlosti - vzorek 13 LOGIX

7.5 Srovnání respirační inhibice všech vzorků

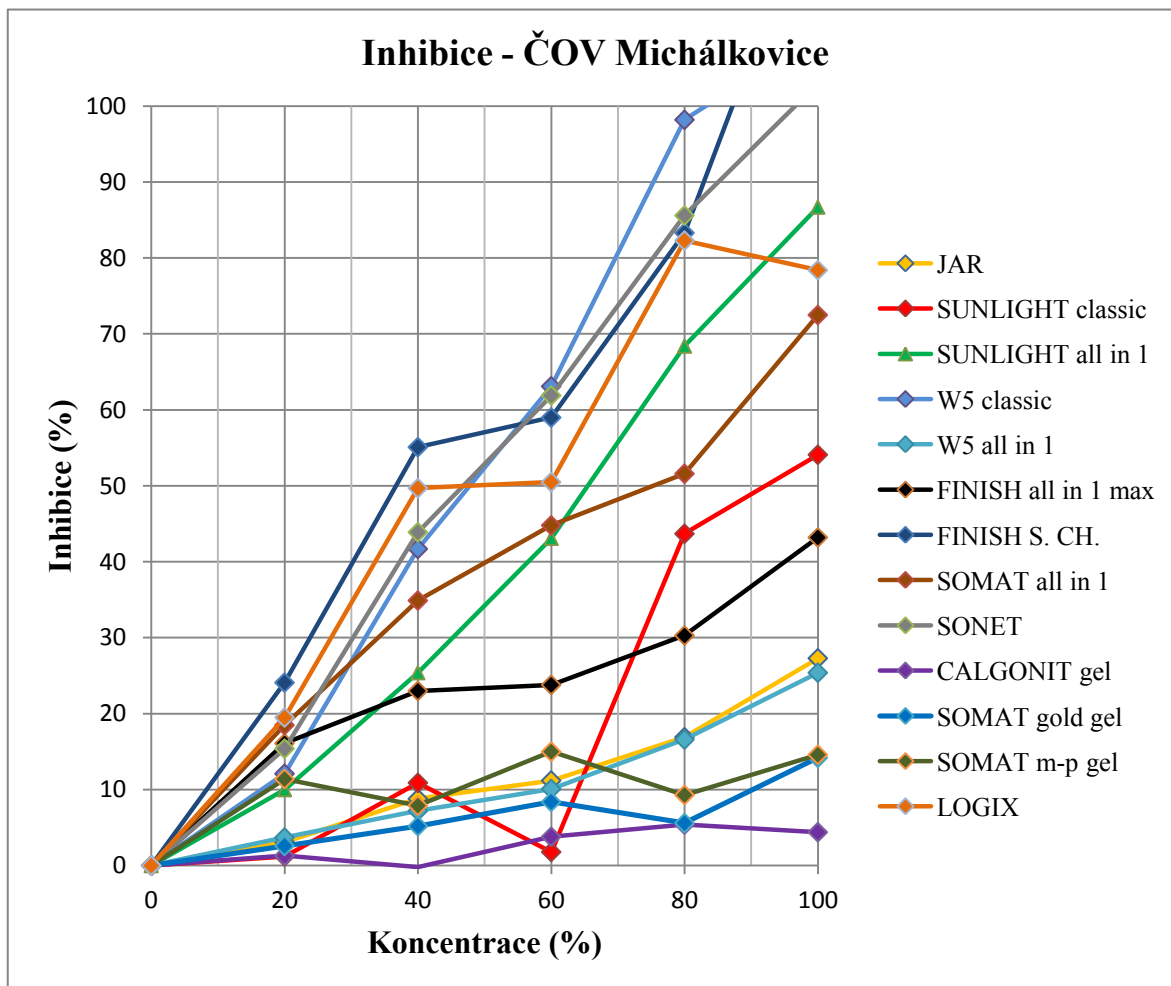
Pro přehlednost byly hodnoty respirační inhibice naměřené u všech vzorků vykresleny do jednoho grafu. Na následujícím grafu (**Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.**) sou zakresleny výsledky narušení metabolismu mikroorganismů obsažených v aktivačním kalu odebraném z ÚČOV Ostrava.



Obrázek 45 Graf srovnání respirační inhibice u všech vzorků – testování na aktivačním kalu z ÚČOV Ostrava

Jak z grafu vyplývá pro aktivační kal z ÚČOV Ostrava byly nejvíce toxickými následující tři vzorky v uvedeném pořadí – vzorek 9 SNET, vzorek 7 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max a vzorek 4 W5 classic. Neméně toxickým byl pro tento kal vzorek 12 SOMAT multi-perfect gel.

Na dalším grafu (Obrázek 46) jsou zakresleny výsledky vlivu prostředků do myček nádobí na aktivační kal odebraný z ČOV Michálkovice.



Obrázek 46 Graf srovnání respirační inhibice u všech vzorků – testování na aktivačním kalu z ČOV Michálkovice

Jak vyplývá z tohoto grafu, pro aktivační kal z ČOV Michálkovice byly nejvíce toxickými následující tři vzorky v uvedeném pořadí – vzorek 7 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max, vzorek 4 W5 classic a vzorek 9 SONET. Nejméně toxickým byl pro tento kal vzorek 10 CALGONIT gel double action.

V následující tabulce (Tabulka 18) jsou zapsány hodnoty respirační inhibice jednotlivých vzorků při 100% koncentraci roztoku. Pro přehlednost byly barevně odlišeny nejdůležitější z nich. Zeleně jsou vyznačeny hodnoty inhibice nižší, než 10 %. Modře jsou vyznačeny hodnoty inhibice v rozmezí 10 – 20 %, což značí stále pouze velmi nízké narušení metabolismu mikroorganismů. Červeně jsou vyznačeny hodnoty inhibice překračující 85 %.

Tabulka 18 Hodnoty respirační inhibice u vzorků se 100% koncentrací roztoku

Číslo vzorku	Název vzorku	Respirační inhibice [%]	
		ÚČOV Ostrava	ČOV Michálkovice
1	JAR all in 1 (lemon)	7,4	27,3
2	SUNLIGHT	50,1	54,1
3	SUNLIGHT all in 1 – double action	27,9	86,7
4	W5 classic	50,8	109,5
5	W5 all in 1	9,6	25,4
6	FINISH powerball all in 1 max	13,1	43,2
7	FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max	62,6	129,8
8	SOMAT all in 1 – 8 action	33,9	72,5
9	SONET	74,3	103,0
10	CALGONIT gel double action	16,7	4,4
11	SOMAT gold gel	1,6	14,2
12	SOMAT multi-perfect gel (ocet)	0,3	14,6
13	LOGIX platinum (Belgie)	40,4	78,4

Dle hodnot při 100% koncentraci vzorku byla nejnižší respirační inhibice působící na oba zkoumané kaly naměřena u následujících vzorků: vzorek 10 CALGONIT gel double action, vzorek 11 SOMAT gold gel a vzorek 12 SOMAT multi-perfect gel. Dále byly velmi nízké hodnoty naměřeny u vzorku 1 JAR all in 1, vzorku 5 W5 all in a u vzorku 6 FINISH powerball all in 1 max. Avšak u těchto vzorků byly nízké hodnoty naměřeny pouze při testování aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava.

Hodnoty převyšující 80% inhibici byly naměřeny pouze při testování aktivačního kalu z ČOV Michálkovice. Takto vysoké hodnoty byly naměřeny u vzorku 3 SUNLIGHT all in 1 – double action, vzorků 4 W5 classic, u vzorku 7 FINISH powerball SUPER CHARGED a u vzorku 9 SONET.

7.6 Toxicita vzorků

Při měření respirační inhibice jednotlivých prostředků do myček nádobí byla přístrojem Strathtox vyhodnocena také toxicita jednotlivých přípravků. Toxicitu tento přístroj vyhodnocuje automaticky. V následující tabulce (Tabulka 19) jsou uvedeny zjištěné výsledky.

Tabulka 19 Toxicita stanovená přístrojem Strathtox při měření respirační inhibice

Vzorek	Název vzorku	Druh vzorku	Toxicita [TU]	
			ÚČOV Ostrava	ČOV Michálkovice
1	JAR all in 1 (lemon)	tableta	---	---
2	SUNLIGHT	tableta	1,0	1,1
3	SUNLIGHT all in 1 – double action	tableta	---	1,5
4	W5 classic	tableta	1,0	2,1
5	W5 all in 1	tableta	---	---
6	FINISH powerball all in 1 max	tableta	---	---
7	FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max	tableta	1,2	2,8
8	SOMAT all in 1 – 8 action	tableta	---	1,3
9	SONET	prášek	1,6	2,2
10	CALGONIT gel double action	gel	---	---
11	SOMAT gold gel	gel	No inhibition	---
12	SOMAT multi-perfect gel (ocet)	gel	No inhibition	---
13	LOGIX platinum (Belgie)	prášek	---	2,1

Jak je z tabulky patrné, pro aktivační kal odebraný z ČOV Michálkovice byl nejvíce toxickým stanoven vzorek 7 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max.

Dalšími vzorky s toxicitou vyšší, než 2,0 TU byly vzorek 4 W5 classic, vzorek 9 SONET a vzorek 13 LOGIX platinum. Pro aktivační kal z ÚČOV Ostrava byl dle naměřených výsledků nejtoxičtější prostředek 9 SONET.

Oproti tomu nejméně toxickými prostředky (u kterých přístroj Strathtox nevyhodnotil toxicitu) byly vzorky 1, 5, 6, 10, 11 a 12. Přičemž u vzorků 11 a 12 dle přístroje Strathtox k inhibici vůbec nedošlo.

7.7 Doplnující měření

K vyhodnocení měření respirační inhibice a k porovnání výsledků u jednotlivých vzorků byla využita další měření. U pěti vybraných vzorků byly následně pozorovány také další ukazatele, a to pH, konduktivita, množství ortofosforečnanů PO_4^{3-} a celkový fosfor.

Porovnávané vzorky byly vybrány dle hodnoty toxicity zjištěné v průběhu předchozích měření. Dalším ukazatelem pro výběr vzorků bylo srovnání obsahů fosfátů uvedených výrobcem na obalech výrobků (viz Příloha 1). Naměřené hodnoty jsou zapsány v následující tabulce (Tabulka 20).

Tabulka 20 Výsledky dalších měření

Číslo vzorku	Vzorek	Měření pH		Měření konduktivity		PO_4^{3-} [mg/l]	Celkový fosfor [mg/l]
			t [°C]	[μS/cm]	t [°C]		
2	JAR all in 1	8,54	18,0	1235	21,7	0,66	2,85
6	FINISH powerball all in 1 max	8,83	17,0	1554	20,3	0,18	20,30
7	FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max	8,32	17,0	995	20,7	1,30	9,56
11	SOMAT gold gel	8,23	18,4	789	20,3	0,32	12,00
13	LOGIX platinum (Belgie)	8,51	21,3	1716	23,1	1,22	5,74

Jak je z tabulky patrné, hodnoty pH jsou u všech vybraných vzorků víceméně stejné, pohybují se v rozmezí 8,23 -8,83. Jedná se o mírně zásadité roztoky. Konduktivita vzorku 7 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max a vzorku 11 SOMAT gold gel je výrazně nižší, než konduktivita naměřená u ostatních vzorků. Konduktivita obecně je ukazatelem rozpuštěných látek, což znamená, že v těchto dvou vzorcích je nižší množství rozpuštěných látek.

Byla provedena korelační analýza výsledků. Mezi celkovým fosforem, ortofosforečnany a respirační inhibicí nebyla zjištěna korelace. U celkového fosforu a ortofosforečnanů byla korelace stanovena na $r = 0,3711$ a u celkového fosforu a inhibice na $r = 0,113$. To dokazuje, že respirační inhibice mikroorganismů obsažených v aktivačním kalu není způsobena fosforem.

8 DISKUZE A ZÁVĚR

Cílem této diplomové práce bylo zjištění vlivu vybraných prostředků do myček nádobí a vyhodnocení jejich schopnosti narušit metabolismus mikroorganismů obsažených v aktivačním kalu z čistíren odpadních vod. Pro možnost srovnání účinků respirační inhibice byly vybrány kaly ze dvou čistíren. První z nich byla ÚČOV Ostrava, jež je dimenzována na daleko větší počet EO (638 850 EO) a je tedy schopna snášet mnohem vyšší znečištění. Aktivační kal v této čistírně je ovlivněn přítokem průmyslových odpadních vod. Druhou čistírnou, ze které byl aktivační kal odebírán, byla ČOV Michálkovice s projektovanými parametry 5 280 EO. Do této čistírny jsou přiváděny pouze komunální odpadní vody. Obě tyto čistírny patří společnosti OVAK, a.s.

Měření probíhala za pomoci repirometru Strathtox od společnosti Strathkelvin Instruments, na kterém byla využita možnost měření respirační inhibice. U všech třinácti vybraných vzorků byla testována respirační inhibice při 20%, 40%, 60%, 80% a 100% koncentraci roztoku vzorku. Součástí výsledného protokolu z měření byly také hodnoty toxicity vzorku. Zjištěné výsledky byly posléze vzájemně porovnány, a to vždy pro aktivační kal z obou čistíren testovaných stejným vzorkem prostředku do myčky nádobí.

Výsledná hodnocení byla u jednotlivých vzorků značně rozdílná. Nejdříve jsem vzájemně srovnávala respirační inhibice aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava a ČOV Michálkovice u roztoků o všech koncentracích. Nejvyšší rozdíly mezi hodnotami respirační inhibice byly naměřeny u vzorku 3 SUNLIGHT all in 1, vzorku 4 W5 classic a vzorku 7 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max. U těchto vzorků se inhibice naměřená při testování kalu z Ostravské ČOV lišila o 60 % oproti hodnotám inhibice kalu z Michálkovic. Nejnižší rozdíl byl naměřen u vzorku 2 SUNLIGHT, kdy se respirační inhibice u obou čistírenských kalů pohybovala mezi 50 a 54 %.

Dále jsem výsledky měření respirační inhibice vyhodnotila v rámci měření s jednotlivými aktivačními kaly. Ze zkoumaných vzorků prostředků do myček nádobí se jako nejškodlivější jeví prostředky s vysokou hodnotou inhibice. Ta byla naměřena u vzorku 7 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max, a to při testování aktivačního kalu z ČOV Michálkovice. K překročení hladiny 85% inhibice došlo při testování tohoto kalu celkem u 3 dalších prostředků – vzorku 4 W5 classic, vzorku 9

SONET a vzorku 3 SUNLIGHT all in 1 double action. Avšak u posledního zmiňovaného byla hranice překročena jen mírně.

U aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava k překročení hranice 85% inhibice nedošlo ani v jednom případě. Nejvyšší naměřená hodnota inhibice při testování tohoto aktivačního kalu dosahovala 74,3 % a bylo tomu tak u vzorku 9 SONET. Ostatní hodnoty se pohybovaly pod hranicí 63 % inhibice.

Celkově byl tedy kal z Michálkovické čistírny odpadních vod označen jako „citlivější“, což se již od začátku měření očekávalo.

Nejnižší hodnoty inhibice, a to hodnoty v rozmezí 0 – 20%, při testování kalu z ČOV Michálkovice byly naměřeny u tří prostředků. Jednalo se o vzorek 10 CLAGONIT gel double action (inhibice 4,4 %), vzorek 11 SOMAT gold gel (inhibice 14,2 %) a vzorek 12 SOMAT multi-perfect gel (inhibice 14,6 %). Další nízká hodnota inhibice byla naměřena u vzorku 5 W5 all in 1, kde byla stanovena na 25,4 %. U těchto prostředků došlo k nejmenšímu narušení metabolismu mikroorganismů v aktivačním kalu.

U aktivačního kalu z ÚČOV Ostrava byla naměřena nejnižší inhibice u vzorku 1 JAR all in 1 (inhibice 7,4 %), vzorku 5 W5 all in 1 (inhibice 9,6 %), vzorku 11 SOMAT gold gel (inhibice 1,6 %) a vzorku 12 SOMAT multi-perfect gel (inhibice 0,3 %). U těchto vzorků respirační inhibice nedosáhla ani 10%. Další velmi nízké hodnoty byly naměřeny u vzorku 6 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max (inhibice 13,1 %) a vzorku 10 CALGONIT gel double action (inhibice 16,7 %).

Při srovnání výsledků doplňujících měření s výsledky respirační inhibice nebyla zjištěna vzájemná souvislost. Byla provedena korelační analýza těchto výsledků. Mezi celkovým fosforem, ortofosforečnany a respirační inhibicí nebyla zjištěna korelace. U celkového fosforu a ortofosforečnanů se $r = 0,3711$ a mezi celkovým fosforem a inhibicí je $r = 0,113$. To dokazuje, že fosfor nezpůsobuje inhibici aktivačního kalu.

Jako poslední jsem vzájemně srovnala a vyhodnotila všechny hodnoty respirační inhibice, nezávisle na druhu aktivačního kalu. Jako nejvhodnější prostředky, s nejméně škodlivým vlivem na mikroorganismy v aktivačních kalech, byly vybrány prostředky CALGONIT gel double action, SOMAT gold gel a SOMAT multi-perfect gel. U obou těchto prostředků byla hodnota inhibice u roztoku o 100% koncentraci vzorku prostředku

do myčky nižší, než 17 %. Dalšími relativně málo škodlivými prostředky byly stanoveny JAR all in 1 a W5 all in 1, u kterých respirační inhibice nepřekročila 28%.

Tyto výsledky jsem rovněž porovnávala s toxicitou naměřenou přístrojem SthraThox. Dospěla jsem k závěru, že mnou okomentované výsledky z předchozích odstavců korespondují s hodnotami toxicity naměřenými přístrojem.

Při vyhodnocování jsem rovněž využila porovnání složení výrobků, jež uvádí výrobce na obalech. Dospěla jsem k závěru, že schopnost prostředků narušit metabolismus mikroorganismů v aktivačním kalu může být příznivě ovlivněna (ne)přítomností bělicích činidel na bázi kyslíku v těchto výrobcích. U všech tří prostředků, které jsem vyhodnotila jako nejvhodnější, tato činidla přítomna nejsou. Ve všech ostatních prostředcích je jejich obsah výrobcem uveden. Z toho usuzuji, že nepřítomnost bělicích činidel má pozitivní vliv na toxicitu výrobku a také na respiraci mikroorganismů.

Za nejzajímavější výsledek považuji právě zjištění související s bělicími činidly. Dalším, pro mě zajímavým faktem je to, že prostředek LOGIX (vzorek 13), jež se prodává v Austrálii, se díky svým výsledkům respirační inhibice zařadil mezi horší průměr a nesplnil tedy má očekávání, co se škodlivosti týče. Avšak tato skutečnost může být ovlivněna mírnějšími legislativními požadavky a v nemalé míře také mnohem nižším počtem obyvatel, kterými by znečištění prostředky do myček nádobí mohlo být produkováno.

Dle nařízení Evropského parlamentu a rady (EU) č. 259/2012, nesmí být na trh od 1. ledna 2017 uváděny prostředky do myček nádobí s celkovým obsahem všech sloučenin fosforu větším, než 0,3 gramu v jedné dávce prostředku. Očekává se brzká implementace nařízení také do české legislativy. V tuto chvíli by požadavky nařízení splňovaly všechny vzorky, u kterých byla provedena dodatečná měření.

Metodu hodnocení respirační inhibice aktivačního kalu ovlivněného prostředky do myček nádobí považuji za velice přínosnou. A to nejen pro velké čistírny odpadních vod, ale hlavně pro majitele domovních čistíren. Ti totiž díky zjištěným výsledkům mohou optimalizaci celého procesu čištění odpadních vod ze svých domovů.

Toto téma by si do budoucna zasloužilo větší pozornost, stejně tak jako srovnání výsledků respirační inhibice mikroorganismů ovlivněných novými prostředky do myček nádobí s prostředky ekologickými.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

1. AMBROŽOVÁ ŘÍHOVÁ, J. *Bakterie*. From *Encyklopedie hydrobiologie : výkladový slovník* [online]. Praha: VŠCHT Praha, 2007 [cit. 2018-02-22]. Dostupné z: http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-006/ebook.html?p=B009
2. AMBROŽOVÁ ŘÍHOVÁ, J. *Mikrobiologie v technologii vod*. Vyd. 2., přepracované. Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha, 2008. 252 s. ISBN 978-80-7080-676-0.
3. *Arnika* [online]. Praha: Arnika, ©2014 [cit. 2018-03-30]. Dostupné z: <http://arnika.org/>
4. Cadmium. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)* [online]. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2011 [cit. 2018-03-30]. Dostupné z: <https://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=15>
5. *Čistírny odpadních vod*. Ostrava: Ostravské vodárny a kanalizace, 2017. (materiály firmy Ostravské vodárny a kanalizace a.s.)
6. *Čistírny odpadních vod. Ostravské vodárny a kanalizace a.s.* [online]. Ostrava: Ostravské vodárny a kanalizace, ©2004-2017 [cit. 2018-03-30]. Dostupné z: <http://www.ovak.cz/index.php?document=115>
7. *Čištění odpadních vod* [online]. Praha: ČVUT - fakulta stavební [cit. 2017-12-01]. Dostupné z: http://hydraulika.fsv.cvut.cz/Vin/ke_stazeni/Cistení_odpadnich_vod.pdf
8. DAVIES, P. S.. *The biological basis of wastewater treatment*. Glasgow: Strathkelvin Instruments Ltd, 2005. vol. 41, pp. 3-11.
9. DOHÁNYOS, M.; KOLLER, J.; STRNADOVÁ, N. *Čištění odpadních vod*. 2. vydání Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha, 2004. 177 s. ISBN 978-80-7080-619-7.
10. *European Pollutant Release and Transfer Register* [online]. Denmark: European Environment Agency [cit. 2018-03-30]. Dostupné z: <http://prtr.ec.europa.eu/#/home>
11. FEČKO, P., KUŠNIEROVÁ, M., ČABLÍK, V., PEČTOVÁ, I. *Environmentální biotechnologie*. Ostrava: VŠB - TU Ostrava, 2004. 180 s. ISBN 80-248-0700-9.
12. GRÝMOVÁ, K. Čistírny odpadních vod na Ostravsku ve správě Ostravských vodáren a kanalizací a.s. *SOVAK: Časopis oboru vodovodů a kanalizací*. Ostrava, 2013, **22**(3), 1/65 - 5/69. ISSN 1210-3039.

13. GUTIÉRREZ, M., ETXEBARRIA, J., FUENTES, L.. *Evaluation of wastewater toxicity: Comparative study between Microtox and activated sludge oxygen uptake inhibition*. Water Research, 2002. vol. 36, pp. 919–924.
14. HARTMANN, S., ŠKROBÁNKOVÁ, H., DROZDOVÁ, J. *Inhibition of activated sludge respiration by heavy metals*. Proceedings of the 2013 International Conference on Environment, Energy, Ecosystems and Development (EEEAD 2013), Venice, Italy, p. 231-235. September 28-30, 2013.
15. HARTMANN, S., ŠKROBÁNKOVÁ, H., DROZDOVÁ, J. *Inhibition of activated sludge respiration by laundry washing agents*. Energy Units for Utilization of non Traditional Energy Sources (ENET). Ostrava: VŠB-TU Ostrava, 2016.
16. HE, H., Y. CHEN, X. LI, Y. CHENG, Ch. YANG a G. ZENG. Influence of salinity on microorganisms in activated sludge processes: A review. *Influence of salinity on microorganisms in activated sludge processes: A review*. 2017, **119**, 520-527. ISSN 0964-8305.
17. HLAVÍNEK, P., MIČÍN J., PRAX, P.. *Příručka stokování a čištění*. Brno: NOEL 2000, c2001. 251 s. ISBN 80-86020-30-4.
18. HLAVÍNEK, P., MIČÍN, J., PRAX, P.. *Stokování a čištění odpadních vod : Čištění odpadních vod*. Brno : Vysoké učení technické v Brně, fakulta stavební, 2003. 142 s.
19. Informace o látkách ohlašovaných do IRZ. *IRZ: Integrovaný registr znečišťování* [online]. Praha: Ministerstvo životního prostředí České republiky [cit. 2018-03-30]. Dostupné z: <https://www.irz.cz/node/20>
20. JENÍČEK, P. Čištění průmyslových odpadních vod. In: *Problematika malých ČOV a změny legislativy po vstupu do EU: Sborník z přednášek ze 7. odborné konference ENVI-PUR s.r.o.* Soběslav: Ateliér Almanach, 2003, s. 39-45.
21. KLEČKA, G. M., LANDI, L. P., BODNER, K. M.. Evaluation of the OECD activated sludge, respiration inhibition test. *Chemosphere* [online]. 1985, **14**(9), 1239-1251.
22. KUČEROVÁ, R., FEČKO, P., LYČKOVÁ, B. Čistírny odpadních vod. *Úprava a čištění vody: Multimediální učební texty zaměřené na problematiku úpravy a čištění vody* [online]. Ostrava: VŠB-TU Ostrava, 2010 [cit. 2017-12-01]. Dostupné z: http://homen.vsb.cz/hgf/546/materialy/radka_2010/video.html

23. LYČKOVÁ, B., FEČKO, P., KUČEROVÁ, R. *Zpracování kalů: Multimediální učební texty zaměřené na problematiku zpracování kalů* [online]. Ostrava: VŠB-TU Ostrava, 2008 [cit. 2017-12-01]. Dostupné z: <http://hgfl0.vsb.cz/546/ZpracovaniKalu/index.html>
24. MALÝ, J., MALÁ, J. (ed.). *Chemie a technologie vody*. 2. dopl. vyd. Brno: ARDEC, 2006. ISBN 80-86020-50-9.
25. MARŠÁLEK, P. Exkurze na ÚČOV Ostrava -ústní sdělení. Ostrava. Ostravské vodárny a kanalizace, 17. 4. 2018.
26. Mercury. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)* [online]. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2011 [cit. 2018-03-30]. Dostupné z: <https://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=24>
27. PARVEZ, S., VENKATARAMAN, CH., MUKHERJI, S. A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*Vibrio fischeri*) for acute toxicity prediction of chemicals. *Environment International*. 2006, **32**(2), 265-268.
28. PAVELEK, V. *Vliv vybraných pracích a čisticích prostředků na inhibici aktivačního kalu*. Ostrava, 2014. 54 s. Diplomová práce. VŠB – TUO.
29. PEAKE, B. M., BRAUND, R., TONG, A. Y. C., TREMBLAY, L. A. *The Life-cycle of Pharmaceuticals in the Environment* [online]. Witney: Biohealthcare Pub, 2016, s. 109-152. ISBN 978-1-907568-25-1.
30. *Periodic Table* [online]. Royal Society of Chemistry, 2017 [cit. 2018-03-30]. Registered charity number: 207890. Dostupné z: <http://www.rsc.org/periodic-table>
31. PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 5. aktualizované a doplněné vydání. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2015. ISBN 978-80-7080-928-0.
32. PYTL, V. a kol. *Příručka provozovatele čistírny odpadních vod*. Praha: Medim pro SOVAK - Sdružení oboru vodovodů a kanalizací ČR, 2004. 209 s. ISBN 80-239-2528-8.
33. RACLAVSKÝ, K., RACLAVSKÁ H., MATÝSEK, D. *Ochrana půd*. CD-ROM. VŠB-TU Ostrava, 2005.
34. Regulation (EU) No 259/2012 of the european parliament and of the council of 14. March 2012

35. RŮŽIČKOVÁ, I. Vlákenné organismy a problematika jejich zvýšeného výskytu na ČOV. In: *Problematika malých ČOV a změny legislativy po vstupu do EU: Sborník z přednášek ze 7. odborné konference ENVI-PUR s.r.o.* Soběslav: Ateliér Almanach, 2003, s. 46-55.
36. SAAD, A. H. A. Removal of toxic metal ions from wastewater using ZnO@Chitosan core-shell nanocomposite. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*. 2018, **9**, 67-75. ISSN 2215-1532.
37. SEVIOUR R., NIELSEN P. H. *Microbial Ecology of Activated Sludge*. London: IWA Publishing, 2010. ISBN 10: 1843390329.
38. STOTTMEISTER, U. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*. 2003, **22**(1-2), 93-117. ISSN 0734-9750.
39. ŠKROBÁNKOVÁ, H. Přednášky z předmětu Čištění odpadních vod – ústní sdělení. Ostrava: VŠB-TU Ostrava, 26. 2. 2016.
40. ŠKROBÁNKOVÁ, H., ŠKROBÁNKOVÁ S.. *Metodika pro stanovení krátkodobé biologické spotřeby kyslíku*. Ostrava: VŠB - TU Ostrava, Hornicko-geologická fakulta, 2011.
41. ŠKROBÁNKOVÁ, H., ŠKROBÁNKOVÁ S.. *Metodika pro stanovení respirační inhibice aktivovaného kalu*. Ostrava: VŠB - TU Ostrava, Hornicko-geologická fakulta, 2011.
42. ŠKROBÁNKOVÁ, S. *Vliv polutantů na inhibici aktivačního kalu ÚČOV Ostrava*. Ostrava, 2012. 76 s. Diplomová práce. VŠB – TUO.
43. ŠMIDRKAL, J. Tenzidy a detergenty dnes. *Chemické listy*. Praha: Česká společnost chemická, 1999, **93**(7), 421-427. ISSN 0009-2770.
44. ŠTEFKA, M. *Tenzidy v povrchových a odpadních vodách*. Brno, 2016. 38 s. Autoreferát dizertační práce. VUT Brno.
45. Toxicity. *Ecology Dictionary* [online]. 2008 [cit. 2017-12-01]. Dostupné z: <http://www.ecologydictionary.org/toxicity>
46. VÁŇA, M., MLEJNSKÁ, E., HAVEL, L., Vliv vypouštěných vyčištěných odpadních vod z kořenových čistíren na recipient. *VTEI: Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2013, **55**(1), 1-5. ISSN 0322-8916.

47. VÍDEN, I., *Chemie ovzduší*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2005, 98 s. ISBN 80-7080-571-4.
48. VLASOVA, M. et al., Closed cycle of recycling of waste activated sludge. *Waste Management: International Journal of Integrated Waste Management, Science and Technology*. 2018, **71**, 320-333. ISSN 0956-053X.
49. *Zneškodňování odpadních vod do 2 000 ekvivalentních obyvatel: Metodická příručka*. Praha: Ministerstvo životního prostředí České republiky, 2009.

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

ČOV	čistírna odpadních vod
DČOV	domovní čistírna odpadních vod
DNA	deoxyribonukleová kyselina
EO	ekvivalentní obyvatel
PAL	povrchově aktivní látky
ÚČOV	ústřední čistírna odpadních vod

CIZOJAZYČNÉ ZKRATKY

DOM	dissolved organic matter
NOM	natural occuring organic matter

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1 Zjednodušené schéma čištění odpadní vody (Klimantová, 2018).....	5
Obrázek 2 Aktivační nádrž ÚČOV Ostrava (Klimantová, 2018).....	9
Obrázek 3 ÚČOV Ostrava - letecký snímek (Čistírny odpadních vod, 2017)	12
Obrázek 4 Schéma ÚČOV Ostrava (Čistírny odpadních vod, 2017)	12
Obrázek 5 Technologické schéma ČOV Michálkovice (Grymová, 2013).....	13
Obrázek 6 Čistírna odpadních vod Michálkovice (OVAK, 2017)	14
Obrázek 7 Schéma klasické aktivace (dle Hlavínek et al., 2001).....	16
Obrázek 8 Vločky aktivačního kalu při mikroskopickém pozorování (Davies, 2005).....	21
Obrázek 9 Příčný řez bakteriální buňkou (dle Davies, 2005).....	26
Obrázek 10 Tvary a typy bakterií (Ambrožová, 2007).....	28
Obrázek 11 Houby - konidie deuteromycety (Ambrožová, 2007)	29
Obrázek 12 Spojitost mezi hlavními procesy metabolismu bakterií (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).....	35
Obrázek 13 Endogenní respirační stav (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).....	37
Obrázek 14 Znovuobnovení metabolických procesů buněk po stavu "hladovění" (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).....	37
Obrázek 15 Změna respirační rychlosti po přidání toxické odpadní vody o různých koncentracích (podle Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011)	40
Obrázek 16 Respirometr Strathtox (Klimantová, 2017).....	53
Obrázek 17 Popis mikrokatodové kyslíkové elektrody Strathtox (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).....	55
Obrázek 18 Vybavení přístroje Strathtox (Škrobánková H. a Škrobánková S., 2011).....	58
Obrázek 19 Graf respirační inhibice - vzorek 2 JAR all in 1.....	61
Obrázek 20 Graf respirační rychlosti - vzorek 1 JAR all in 1	61
Obrázek 21 Graf respirační inhibice - vzorek 2 SUNLIGHT	63

Obrázek 22 Graf respirační rychlosti- vzorek 2 SUNLIGHT.....	63
Obrázek 23 Graf respirační inhibice - vzorek 3 SUNLIGHT all in 1.....	65
Obrázek 24 Graf respirační rychlosti - vzorek 3 SUNLIGHT all in 1	65
Obrázek 25 Graf respirační inhibice - vzorek 4 W5 classic	67
Obrázek 26 Graf respirační rychlosti - vzorek 4 W5 classic	67
Obrázek 27 Graf respirační inhibice - vzorek 5 W5 all in 1	69
Obrázek 28 Graf respirační rychlosti - vzorek 5 W5 all in 1	69
Obrázek 29 Graf respirační inhibice- vzorek 6 FINISH powerball all in 1 max.....	71
Obrázek 30 Graf respirační rychlosti - vzorek 6 FINISH powerball all in 1 max.....	71
Obrázek 31 Graf respirační inhibice - vzorek 7 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max.....	73
Obrázek 32 Graf respirační rychlosti - vzorek 7 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max.....	73
Obrázek 33 Graf respirační inhibice - vzorek 8 SOMAT all in 1.....	75
Obrázek 34 Graf respirační rychlosti - vzorek 8 SOMAT all in 1	75
Obrázek 35 Graf respirační inhibice - vzorek 9 SONET	77
Obrázek 36 Graf respirační rychlosti - vzorek 9 SONET.....	77
Obrázek 37 Graf respirační inhibice - vzorek 10 CALGONIT gel	79
Obrázek 38 Graf respirační rychlosti - vzorek 10 CALGONIT gel	79
Obrázek 39 Graf respirační inhibice - vzorek 11 SOMAT gold gel.....	81
Obrázek 40 Graf respirační rychlosti - vzorek 11 SOMAT gold gel.....	81
Obrázek 41 Graf respirační inhibice - vzorek 12 SOMAT multi-perfect gel.....	83
Obrázek 42 Graf respirační rychlosti - vzorek 12 SOMAT multi-perfect gel.....	83
Obrázek 43 Graf respirační inhibice - vzorek 13 LOGIX	85
Obrázek 44 Graf respirační rychlosti - vzorek 13 LOGIX	85

Obrázek 45 Graf srovnání respirační inhibice u všech vzorků – testování na aktivačním kalu z ÚČOV Ostrava	86
Obrázek 46 Graf srovnání respirační inhibice u všech vzorků – testování na aktivačním kalu z ČOV Michálkovice	87

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 Projektované parametry ÚČOV Ostrava a ČOV Michálkovice (dle materiálu Čistírny odpadních vod, 2017).....	11
Tabulka 2 Obsah vybraných toxických kovů a polokovů v sušině kalu ÚČOV Ostrava (uvedeno v kg) (dle E-PRTR).....	48
Tabulka 3 Ředění roztoků pro test respirační inhibice	57
Tabulka 4 Vzorky (Klimantová, 2018).....	59
Tabulka 5 Výsledky - vzorek 1 JAR all in 1	60
Tabulka 6 Výsledky - vzorek 2 SUNLIGHT	62
Tabulka 7 Výsledky - vzorek 3 SUNLIGHT all in 1 – double action	64
Tabulka 8 Výsledky - vzorek 4 W5 classic	66
Tabulka 9 Výsledky - vzorek 5 W5 all in 1	68
Tabulka 10 Výsledky - vzorek 6 FINISH powerball - all in 1 max.....	70
Tabulka 11 Výsledky - vzorek 7 FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max ..	72
Tabulka 12 Výsledky - vzorek 8 SOMAT all in 1 – 8 action	74
Tabulka 13 Výsledky - vzorek 9 SONET	76
Tabulka 14 Výsledky - vzorek 10 CALGONIT gel – double action.....	78
Tabulka 15 Výsledky - vzorek 11 SOMAT gold gel.....	80
Tabulka 16 Výsledky - vzorek 12 SOMAT multi-perfect gel	82
Tabulka 17 Výsledky - vzorek 13 LOGIX platinum	84
Tabulka 18 Hodnoty respirační inhibice u vzorků se 100% koncentrací roztoku	88

Vendula Klimantová: Prostředky do myček nádobí a respirační inhibice aktivačního kalu

Tabulka 19 Toxicita stanovená přístrojem Sthrathox při měření respirační inhibice..... 89

Tabulka 20 Výsledky dalších měření..... 90

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1 Složení zkoumaných vzorků dle údajů uvedených výrobcem (Klimantová, 2018)

..... 1

PŘÍLOHY

Příloha 1 Složení zkoumaných vzorků dle údajů uvedených výrobcem (Klimantová, 2018)

Číslo vzorku	Vzorek	Výrobce	Složení	Obsah fosfátů
1	JAR all in 1 (lemon)	P & G	> 30% fosfáty 5-15% neiontové povrchově aktivní látky bělicí činidla na bázi kyslíku polykarboxyláty < 5% fosfonáty enzymy parfémy Citronellol Limonene Linalool	Ano
2	SUNLIGHT	Unilever	15-30% bělicí činidla na bázi kyslíku 5-15% polykarboxyláty <5% neiontové povrchově aktivní látky fosfonáty parfum enzymy	Neuvedeno
3	SUNLIGHT all in 1	Unilever	15-30% bělicí činidla na bázi kyslíku < 5% polykarboxyláty neiontové povrchově aktivní látky fosfonáty parfum enzymy	Neuvedeno
4	W5 classic	Lidl	15-30% bělicí činidla na bázi kyslíku <5% neiontové povrchově aktivní látky polykarboxyláty fosfonáty enzymy (protéza, amyláza)	Ne

Číslo vzorku	Vzorek	Výrobce	Složení	Obsah fosfátů
5	W5 all in 1	Lidl	5-15% bělicí činidla na bázi kyslíku polykarboxyláty < 5% neiontové povrchově aktivní látky fosfonáty enzymy (protéza, amyláza) parfémy	Neuvedeno
6	FINISH powerball all in 1 max	J. A. Benckiser	> 30% fosfáty 5-15% bělicí činidla na bázi kyslíku < 5% neiontové povrchově aktivní látky < 5% povrchově aktivní látky < 5% polykarboxyláty enzymy (subtilisin, amyláza) limonen	Ano
7	FINISH powerball SUPER CHARGED Quantum max	J. A. Benckiser	5-15% bělicí činidla na bázi kyslíku neiontové povrchově aktivní látky < 5% polykarboxyláty fosfonáty enzymy (subtilisin, amyláza) parfém	Neuvedeno
8	SOMAT all in 1 – 8 action	Henkel	5-15% bělicí činidla na bázi kyslíku 5-15% fosfonáty 5-15% polykarboxyláty < 5% neiontové povrchově aktivní látky enzymy parfém (Cital, Limonene) Benzyl Alcohol	Ne
9	SONET	Bena SONET	5-15% fosforečnany < 5% bělicí činidla na bázi kyslíku neiontové povrchově aktivní látky enzymy	Neuvedeno

Číslo vzorku	Vzorek	Výrobce	Složení	Obsah fosfátů
			parfém limonene	
10	CALGONIT gel double action		< 5% neiontové povrchově aktivní látky 5-15% tripolyfosforečnan pentadraselný 15-30% tripolyfosforečnan pentasodný polykarboxyláty fosfonáty enzymy (protéza-subtilisin, amyláza) parfém (limonene) methylisothiazolione methylchloroiso-thiazolinone	Neuvedeno
11	SOMAT gold gel	Henkel	< 5% neiontové povrchově aktivní látky polykarboxyláty fosfonáty enzymy parfémy	Neuvedeno
12	SOMAT multi-perfect gel (ocet)	Henkel	5-15% fosforečnany < 5% neiontové povrchově aktivní látky polykarboxyláty fosfonáty parfémy enzymy konzervační látky	Neuvedeno
13	LOGIX platinum (Austrálie)	ALDI Stores	5-15% bělicí činidla na bázi kyslíku < 5% neiontové povrchově aktivní látky < 5% polykarboxyláty < 5% parfém enzymy (protéza, amyláza)	Ne